



**CHAIRE**  
INDUSTRIELLE CRSNG  
EN EAU POTABLE

**Changements climatiques :  
Analyse de la vulnérabilité des installations  
québécoises de traitement de l'eau  
potable aux cyanobactéries toxiques**

**Septembre 2008**





**CHAIRE  
INDUSTRIELLE CRSNG  
EN EAU POTABLE**

**Changements climatiques :  
Analyse de la vulnérabilité des installations québécoises de  
traitement de l'eau potable aux cyanobactéries toxiques**

**Rédigé par**

---

Benoit Barbeau, ing., Ph.D.  
professeur agrégé, École Polytechnique de Montréal

---

Annie Carrière, ing., M.Sc.A.  
associée de recherche, École Polytechnique de Montréal

---

Michèle Prévost, ing., Ph.D.  
professeur titulaire, École Polytechnique de Montréal

---

Arash Zamyadi, B.Sc.  
étudiant au doctorat, École Polytechnique de Montréal

---

Pierre Chevalier, Ph.D.  
Institut national de santé publique du Québec



## **Remerciements**

---

Les auteurs tiennent en premier lieu à signaler que cette étude a été réalisée avec l'aide financière du consortium OURANOS ainsi qu'avec celle du ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec (MSSS). Ils tiennent aussi à remercier monsieur Donald Ellis et madame Caroline Robert, du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) pour leur expertise et leur collaboration au projet et pour l'accès à des informations relatives aux usines de production d'eau potable du Québec.



## Résumé

---

La fréquence de détection des cyanobactéries dans les eaux de surface au Québec a augmenté au cours des dernières années. Dans un tel contexte, la performance des installations québécoises de production d'eau potable, à partir d'eau de surface (284 installations au Québec), a été évaluée en fonction de trois scénarios d'occurrence, pour deux groupes de cyanotoxines (microcystines et anatoxine-a). Les concentrations maximales visées à l'eau traitée étaient celles recommandées par Santé Canada pour les microcystines, soit 1,5 µg/L (équivalent microcystine-LR) et celles suggérées provisoirement par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) pour l'anatoxine-a, de 3,7 µg/L.

Le scénario « **historique** » est basé sur la concentration maximale de cyanotoxines mesurées près d'une prise d'eau potable au Québec, soit 5,35 µg/L de microcystines (équivalent microcystine-LR) et 2,3 µg/L d'anatoxine-a (Robert 2008). Les constats sont :

- plus de 75 % des 284 installations actuelles seraient en mesure de rencontrer la recommandation de microcystines;
- la concentration maximale d'anatoxine-a mesurée à ce jour est inférieure à la recommandation de l'INSPQ, les installations n'ont donc pas théoriquement besoin de traitement pour cette toxine;
- une optimisation des pratiques de chloration (ou du contrôle de la chloration) serait suffisante pour rendre conformes la plupart des installations qui ne le sont pas actuellement pour les microcystines.

En ce qui concerne le scénario « **ministère de l'Environnement** », il est basé sur une proposition de critères d'enlèvement à être inclus dans le « Guide de conception » du ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs du Québec (MDDEP). On y recommande notamment une réduction de 95 % de la microcystine-LR et de 75 % de l'anatoxine-a par rapport à l'eau brute. Dans ce contexte, l'analyse indique que :

- l'enlèvement proposé de 95 % des microcystines (en équivalent microcystine-LR) permet une concentration dans l'eau brute d'approvisionnement de

30 µg/L pour atteindre la recommandation de Santé Canada (1,5 µg/L dans l'eau potable traitée). Cet objectif de traitement ne représente pas un problème, car les installations en mesure de traiter les concentrations dites « historiques » sont, pour la plupart, en mesure de traiter les concentrations de microcystines du présent scénario;

- la réduction de l'anatoxine-a serait un facteur limitant. En effet, en fonction de la réduction de 75 % proposé par le MDDEP, la concentration maximale admissible dans l'eau brute d'une usine de traitement pourrait atteindre 15 µg/L (en fonction de la valeur seuil provisoire de 3,7 µg/L). D'après la présente analyse, seulement 18 % des installations actuelles de production d'eau potable seraient en mesure de traiter une eau ayant jusqu'à 15 µg/L d'anatoxine-a.

Le scénario « **changements climatiques** » est basé sur une revue de la littérature scientifique où ont été répertoriées des concentrations de cyanotoxines dans des sources d'alimentation en eau potable ailleurs dans le monde. Aucun modèle mathématique ne permet à l'heure actuelle de prédire des concentrations futures de cyanobactéries. À partir des concentrations répertoriées, une concentration maximale de 60 µg/L de microcystines a été considérée. Cette concentration est dans la gamme des plus hautes valeurs enregistrées dans le monde, à l'exception de cas extrêmes observés de manière anecdotique. Il s'agit par ailleurs d'une concentration deux fois supérieure à celle du scénario « MDDEP ». Puisqu'aucune concentration supérieure à 15 µg/L d'anatoxine-a n'a été mentionnée dans la littérature d'après nos recherches, cette concentration a été utilisée également pour le scénario « changements climatiques ». Les constats suivants découlent de l'analyse :

- les installations de production d'eau potable québécoises sont pour la plupart (>60 %) en mesure d'éliminer les microcystines aux concentrations définies dans le scénario « changements climatiques »; il y a peu de différences entre ce scénario et celui du MDDEP;
- la concentration d'anatoxine-a n'ayant pas été augmentée pour ce scénario (15 µg/L sous forme extracellulaire), le constat demeure identique à celui rapporté pour le scénario « MDDEP ».

À propos des constats faits à l'égard de l'anatoxine-a, il faut rappeler que la valeur de 3,7 µg/L a été proposée en 2005 par l'INSPQ à titre de valeur provisoire à réévaluer. Au

moment de suggérer cette valeur, aucune recommandation n'existait ailleurs pour cette toxine, de là son caractère provisoire à valider ultérieurement par d'autres institutions. De plus, il faut rappeler que la concentration maximale d'anatoxine-a mesurée au Québec dans les lieux de forte concentration en cyanobactéries n'a jamais dépassé 2,3 µg/L et qu'elle est absente de la majorité des endroits de prélèvement de l'eau potable.

Cette étude démontre que, dans l'état actuel, les installations de production d'eau potable au Québec sont pour la plupart en mesure de traiter les eaux brutes contenant les concentrations maximales de microcystines observées jusqu'à maintenant. Dans le contexte de changements climatiques pouvant entraîner une augmentation des proliférations de cyanobactéries et de leurs toxines, des problèmes pourraient être observés, particulièrement au niveau du traitement de l'anatoxine-a. La mise à niveau à venir de plusieurs installations de traitements pourrait palier à ces difficultés appréhendées. Il faut aussi rappeler qu'il n'y a aucune certitude que les changements climatiques se traduiront invariablement par un accroissement des proliférations de cyanobactéries, des paramètres comme les substances nutritives dans l'eau jouant un rôle prépondérant.



## Table des matières

---

<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>I</b>
<b>RÉSUMÉ .....</b>	<b>III</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>IX</b>
<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>XI</b>
<b>1 MISE EN CONTEXTE.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJECTIFS.....</b>	<b>3</b>
<b>3 MÉTHODOLOGIE .....</b>	<b>5</b>
<b>4 HISTORIQUE D'OCCURRENCE DES CYANOTOXINES .....</b>	<b>7</b>
<b>5 SCÉNARIOS DE PROLIFÉRATION DE CYANOBACTÉRIES DANS LA PERSPECTIVE DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES .....</b>	<b>13</b>
<b>5.1 CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET OCCURRENCE DES     CYANOBACTÉRIES .....</b>	<b>13</b>
<b>5.2 DESCRIPTION DES SCÉNARIOS D'OCCURRENCE.....</b>	<b>16</b>
5.2.1 SCÉNARIO HISTORIQUE.....	18
5.2.2 SCÉNARIO MDDEP.....	18
5.2.3 SCÉNARIO DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES.....	19
5.2.4 SYNTHÈSE DES SCÉNARIOS D'OCCURRENCE .....	21
<b>6 PERFORMANCES DES PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES EAUX POTABLES .....</b>	<b>23</b>
<b>6.1 TABLEAU SYNTHÈSE.....</b>	<b>24</b>
<b>6.2 ENLÈVEMENT PHYSIQUE .....</b>	<b>25</b>
6.2.1 COAGULATION-DÉCANTATION.....	25
6.2.2 FLOTTATION.....	27
6.2.3 FILTRATION GRANULAIRE .....	27
6.2.4 FILTRATION MEMBRANAIRE .....	28
<b>6.3 OXYDATION.....</b>	<b>29</b>
6.3.1 OZONATION .....	30
6.3.2 BIOXYDE DE CHLORE .....	33

6.3.3	PEROXYDE D’HYDROGÈNE .....	33
6.3.4	CHLORATION.....	33
6.3.5	RAYONNEMENT UV .....	35
6.3.6	PERMANGANATE .....	35
6.3.7	OXYDATION AVANCÉE.....	37
<b>6.4</b>	<b>ADSORPTION.....</b>	<b>38</b>
6.4.1	CHARBON ACTIF EN POUDRE (CAP) .....	38
6.4.2	CHARBON ACTIF GRANULAIRE (CAG) .....	39
6.4.3	BIODÉGRADATION .....	40
<b>6.5</b>	<b>ÉVALUATION DE L’ÉLIMINATION DES CYANOTOXINES EXTRACELLULAIRES PAR LES TRAITEMENTS JUGÉS EFFICACES.....</b>	<b>42</b>
6.5.1	OZONE .....	42
6.5.2	CHLORE .....	45
6.5.3	PERMANGANATE DE POTASSIUM.....	47
6.5.4	CHARBON ACTIF EN POUDRE .....	50
<b>7</b>	<b>VULNÉRABILITÉ DES INSTALLATIONS QUÉBÉCOISES DE TRAITEMENT DES EAUX POTABLES AUX PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES TOXIQUES .....</b>	<b>55</b>
7.1	SÉLECTION DES INSTALLATIONS PARTICIPANTES.....	56
7.2	PERFORMANCE DES PROCÉDÉS UNITAIRES DE TRAITEMENT.....	58
7.2.1	ÉVALUATION DE L’EFFICACITÉ DES PROCÉDÉS D’ADSORPTION.....	58
7.2.2	ÉVALUATION DE L’EFFICACITÉ DES PROCÉDÉS D’OXYDATION .....	60
7.3	VULNÉRABILITÉ DES 29 INSTALLATIONS ÉTUDIÉES EN FONCTION DES SCÉNARIOS D’OCCURRENCE .....	62
7.4	VULNÉRABILITÉ DES INSTALLATIONS QUÉBÉCOISES EN FONCTION DES SCÉNARIOS D’OCCURRENCE .....	64
<b>8</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>67</b>
<b>9</b>	<b>RECOMMANDATIONS .....</b>	<b>75</b>
<b>10</b>	<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>77</b>
<b>ANNEXE A :</b>	<b>INTRODUCTION AU TRAITEMENT DE L’EAU POTABLE.....</b>	<b>89</b>
<b>ANNEXE B :</b>	<b>QUESTIONNAIRE D’ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ DES INSTALLATIONS D’EAU POTABLE À DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES .....</b>	<b>91</b>

## Liste des tableaux

---

Tableau 1 : Concentrations maximales de toxines mesurées dans des sources d'eau potable à travers le monde. ....	20
Tableau 2 : Scénarios d'occurrence de toxines.....	21
Tableau 3 : Synthèse de l'efficacité des traitements à enlever les toxines intracellulaires et extracellulaires.....	25
Tableau 4 : Traitements utilisés dans les installations retenues pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries et dans l'ensemble des installations en eau de surface du Québec.....	58
Tableau 5 : Efficacité des traitements unitaires (ozonation, chloration et charbon actif en poudre) des 29 stations étudiées.....	62



## Liste des figures

---

Figure 1 : Présence de cyanobactéries à travers le monde. (tiré de Hudnell 2008) .....	7
Figure 2 : Forme des toxines en fonction du temps dans les boues d'un décanteur (Tiré de Drikas et al., 2001b) .....	17
Figure 3 : Logs d'enlèvement de microcystine-LR par l'ozone en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique du bassin de contact pour une température de 20 °C .....	44
Figure 4 : Logs d'enlèvement d'anatoxine-a par l'ozone en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique du bassin de contact pour une température de 20 °C (pH>7).....	44
Figure 5 : Logs d'enlèvement de microcystine-LR par le chlore en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C et des pH variant de 6 à 9 .....	46
Figure 6 : Logs d'enlèvement d'anatoxine-a par le chlore en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C .....	47
Figure 7 : Logs d'enlèvement de microcystine-LR par le permanganate de potassium en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C .....	48
Figure 8 : Logs d'enlèvement d'anatoxine-a par le permanganate de potassium en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C .....	49
Figure 9 : Décroissance du permanganate de potassium à l'eau décantée ou filtrée de trois installations en eau de surface au Québec (fleuve, rivière urbaine, rivière agricole). Dose : 0,25 mg/L $KMnO_4$ , T 22 °C .....	50
Figure 10 : Logs d'enlèvement de la microcystine-LR par les charbons actifs en poudre considérés comme efficaces .....	51
Figure 11 : Logs d'enlèvement de cyanotoxines par le charbon actif en poudre (CAP) en fonction de la dose appliquée (mg/L) et du temps de contact (minutes) .....	53
Figure 12 : Répartition des installations sélectionnées pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries en fonction des régions administratives du Québec.....	57
Figure 13 : Répartition des installations sélectionnées pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries en fonction de la source d'eau .....	57

Figure 14 : Logs d'enlèvement de cyanotoxines potentiellement atteints par les installations utilisant le charbon actif en poudre .....	59
Figure 15 : Logs d'enlèvement de toxines algales calculés pour les traitements de chloration et d'ozonation.....	61
Figure 16 : Conformité des installations sélectionnées pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries pour les trois scénarios d'occurrence définis [MC : Microcystine - ANTX : Anatoxine] .....	63
Figure 17 : Conformité des filières de traitement en fonction des scénarios d'occurrence des microcystines.....	64
Figure 18 : Conformité des filières de traitement en fonction des scénarios d'occurrence de l'anatoxine .....	65
Figure 19 : Conformité des installations québécoises par rapport aux recommandations de concentrations acceptables de microcystine-LR (MC) et d'anatoxine-a (ANTX), en fonction de la concentration de toxines dans l'eau brute.....	66

# 1 Mise en contexte

---

Les cyanobactéries sont des bactéries photosynthétiques couramment détectées dans les écosystèmes d'eau douce et d'eau marine. Leurs cyanotoxines sont également présentes naturellement dans l'eau mais l'accroissement de la pollution causée par des apports excédentaires de nutriments (azote et phosphore) favorise leur prolifération (Chorus et al., 2000). Au Québec, environ 70 % de la population québécoise est alimentée par des eaux de surface, soit 45 % des réseaux de distribution recensés (MDDEP, 2003). Les installations de traitement des eaux potables s'approvisionnant en eau de surface sont vulnérables aux proliférations de cyanobactéries à des degrés divers, selon l'importance de la contamination et la performance des unités de traitement en place.

Les changements climatiques constituent un des facteurs à considérer au regard de la prolifération des cyanobactéries toxiques. En effet, l'augmentation de la température, se traduisant notamment par une extension de la période de croissance (printemps hâtif et automne tardif) peut favoriser les cyanobactéries (Jöhnk et al., 2008; Hunter, 2003). Depuis 2004, la situation vécue au Québec a été exceptionnelle en matière d'occurrence des fleurs d'eau de cyanobactéries. Quelques 318 plans d'eau, dont 181 en 2007, ont été affectés à divers degrés par des proliférations, une situation jamais vécue auparavant (MDDEP, 2007).

Il existe peu de données sur l'évolution de l'abondance des cyanobactéries au Québec au cours des 5 à 10 dernières années. De telles données ont été recueillies ponctuellement par le ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs MDDEP ainsi que par certains chercheurs (notamment au GRIL de l'UQAM), mais elles ne sont pas systématiquement compilées ou publiées. En raison notamment des difficultés analytiques et des coûts liés à la détection des toxines, le MDDEP reconnaît n'avoir étudié jusqu'à maintenant que quatre toxines, soit trois analogues de microcystines et l'anatoxine-a. Par ailleurs, l'impact des changements climatiques sur l'occurrence des cyanobactéries est aussi une source d'incertitude lors de la mise à niveau des installations de traitement de l'eau potable. Actuellement plus de 600 M\$ d'investissements sont en cours pour la mise à niveau des infrastructures de production

d'eau potable, suite à la promulgation du Règlement Québécois sur la Qualité de l'Eau Potable en 2001.

Ce projet de recherche fait le point sur l'état d'avancement des connaissances scientifiques en ce qui concerne l'élimination des toxines durant le traitement de l'eau potable. Il constitue un outil de référence pour les décideurs et gestionnaires, tant du milieu municipal que de celui de la santé publique, devant réagir à une situation de prolifération de cyanobactéries dans un lac ou un cours d'eau utilisé comme source d'approvisionnement en eau potable.

## **2 Objectifs**

---

L'objectif principal de ce projet consiste à évaluer les impacts potentiels d'une augmentation de la fréquence et/ou de l'intensité des épisodes de prolifération de cyanobactéries toxiques sur la conception et l'opération des installations québécoises de traitement de l'eau potable.

Quatre objectifs spécifiques ont été identifiés :

1. compilation des données historiques sur l'occurrence des cyanobactéries et des cyanotoxines au Québec et ailleurs dans le monde;
2. choix de scénarios d'occurrence future des cyanobactéries et des cyanotoxines dans la perspective des changements climatiques;
3. revue critique des données scientifiques portant sur la réduction des cyanotoxines et cyanobactéries par les divers procédés de traitement de l'eau potable;
4. évaluation de la vulnérabilité des installations québécoises à une hausse des épisodes de prolifération de cyanobactéries toxiques.



### **3 Méthodologie**

---

Les trois premiers objectifs ont été réalisés principalement à partir de la littérature scientifique. Le choix des scénarios d'occurrence a fait l'objet de réunions et de discussions entre les différents partenaires de cette étude. L'évaluation de la vulnérabilité des installations de traitement a demandé une collaboration particulière du MDDEP afin d'obtenir la participation active de près de 30 installations québécoises de production d'eau potable. L'approche utilisée a consisté à calculer la performance théorique d'élimination des toxines sur la base des données techniques d'opération et de conception obtenues par l'envoi d'un questionnaire détaillé aux installations sélectionnées et par la validation des informations transmises lors d'entretiens téléphoniques. Le choix des installations a été effectué de manière à cibler les régions particulièrement touchées par les cyanobactéries. Des installations prélevant de l'eau de surface (i.e. approvisionnées par des lacs et des rivières) ont été retenues. Elles ont été également choisies de manière à inclure l'éventail des traitements couramment utilisés au Québec (ozonation, charbon actif en poudre, permanganate de potassium et chloration).



## 4 Historique d'occurrence des cyanotoxines

Les cyanotoxines sont des métabolites secondaires des cyanobactéries, organismes très répandus dans l'environnement depuis des milliards d'années (Svrcek et Smith, 2004). Bien que la problématique des cyanotoxines dans les eaux de surface au Québec semble relativement récente, leur occurrence dans les écosystèmes aquatiques est en fait très ancienne. Selon plusieurs auteurs, la problématique des cyanotoxines dans les eaux de surface représente un problème croissant en fréquence et en intensité partout sur la planète (Carmichael, 1992; Carmichael, 1994; Fawell et al., 1993; Chorus et Bartram, 1999; Svrcek et Smith, 2004). Une carte du monde montre les pays dans lesquels des cyanobactéries ont été identifiées (Hudnell, 2008)



### Countries Exhibiting One or More Documented CyanoHAB Events

ISOC-HAB Occurrence Workgroup, Wayne Carmichael

**Figure 1 : Présence de cyanobactéries à travers le monde. (tiré de Hudnell 2008)**

Plus de 2 000 espèces de cyanobactéries sont répertoriées mais seulement une soixantaine d'entre elles ont été identifiées comme étant potentiellement capables de produire des toxines (AFSSA et AFSSET, 2006). Les cyanotoxines peuvent représenter un risque pour la santé humaine lorsqu'elles sont détectées dans les sources d'eau

potable telles les réservoirs, les lacs et les rivières. Elles se divisent en trois grandes catégories, sur la base de leurs effets sur la santé : les hépatotoxines (les microcystines, la nodularine et la cylindrospermopsine) qui affectent le foie, les neurotoxines (alcaloïdes comme les anatoxines et saxitoxines) qui s'attaquent au système nerveux et les dermatotoxines qui causent des irritations de la peau (lipopolysaccharides-LPS aussi produits par les bactéries Gram<sup>-</sup>). La diversité des toxines est remarquable, avec plus de 60 analogues de microcystines et plus de 20 analogues de saxitoxines dont les propriétés chimiques sont variables (Senogles-Derham et al., 2003). Cette diversité des structures chimiques est un facteur majeur à considérer pour les options de traitement de l'eau potable. Les toxines produites par les cyanobactéries se retrouvent sous forme intracellulaire (à l'intérieur des cellules algales) et extracellulaire (dissoutes dans l'eau). Selon certains auteurs (Tsuji et al., 1996; Maatouk et al., 2002; Chorus et al., 2000), les proportions sont respectivement de 70 % et 30 %. Ces fractions fluctuent par ailleurs au cours des saisons en fonction de la mortalité des cyanobactéries.

Les toxines d'eau douce ayant suscité le plus d'intérêt sont les microcystines (MC), l'anatoxine-a (ANTX), la cylindrospermopsine (CYN) et les saxitoxines (PSP) (Charlton et al., 2001; Duy et al., 2000). Les toxines considérées comme ayant un intérêt sanitaire en eau potable varient d'une région à l'autre en fonction de leur occurrence. Ainsi, en Australie, les toxines les plus importantes sont les microcystines, les saxitoxines et la cylindrospermopsine. Aux États-Unis, les toxines en ordre d'importance sont les microcystines, l'anatoxine-a et la cylindrospermopsine (Li et al., 2001; Shaw et al., 2001; Nicholson et al., 2007). Toutefois, il existe des carences importantes quant à la détection, l'occurrence et la toxicité de plusieurs formes de ces toxines ainsi que des endotoxines. Quoique la toxicité aiguë de plusieurs de ces toxines soit maintenant établie, les effets sub-chroniques et chroniques, dont des effets génotoxiques, restent encore à préciser (AFSSA et AFSSET, 2006).

Jusqu'à récemment, les méthodes fiables d'analyse des toxines étaient coûteuses et fastidieuses (HPLC-UV, HPLC-PDA, LC-MS-MS) et permettaient au mieux de mesurer une famille de composés à la fois, ce qui limitait grandement leur utilisation pour un suivi environnemental. Les données d'occurrence disponibles montrent cependant que les microcystines sont présentes sur tous les continents et sont les plus fréquemment rapportées (CRC, 2007), reflétant ainsi la disponibilité des méthodes d'analyses de ces

toxines utilisées depuis plus de 10 ans. Les données pour d'autres toxines sont plutôt rares. Des méthodes rapides (test immuno-enzymatiques - ELISA, tests de toxicité équivalente - PPIA, etc.) et d'autres méthodes plus complexes (LC-MS-MS) permettant la détection de plusieurs toxines, y compris l'identification des analogues, sont maintenant disponibles (Nicholson et al. 2007; Dell'Aversano et al. 2004). Certaines méthodes immunologiques peuvent cependant surévaluer significativement (facteur de 2,5X) les quantités de microcystines (Nicholson et al., 2007). L'utilisation de méthodes multitoxines améliorées fournira éventuellement un meilleur portrait de l'occurrence des diverses toxines et permettra alors de confirmer si les microcystines sont vraiment les toxines prédominantes. L'interprétation des données disponibles dans la littérature doit donc tenir compte des méthodes de mesure utilisées et de leurs limitations.

Une étude nord-américaine effectuée dans 45 villes (Carmichael, 2001), a révélé que la croissance des cyanobactéries a été associée, dans 80 % des 677 échantillons analysés, à la production de microcystines. Les échantillons positifs à l'eau brute ont révélé que seulement deux prises d'eau d'usines dépassaient le seuil de 1 µg/L de microcystines. Un des aspects les plus intéressants de cette étude est la forte association (82 % de concordance) observée entre la présence confirmée de molécules odorantes (géosmine, MIB 2-méthylisobornéol et beta-cyrocitral) et les microcystines. Cette association a été observée aussi par Baudin et al. (2007) et Li et al. (2007) et s'explique par le fait que de nombreuses cyanobactéries toxiques comme *Anabaena*, *Microcystis*, *Planktothrix aghardii*, *Oscillatoria* et *Aphanizomenon flos-aquae* produisent aussi de la géosmine et du MIB (2-méthylisobornéol) à des concentrations détectables lorsque les densités atteignent plus de 10<sup>5</sup> cellules/mL (Baudin et al., 2006). Dans le cas de *Anabaena. circinalis* qui produit des neurotoxines, de faibles densités (<2 000 cellules/mL) peuvent produire des concentrations élevées de molécules odorantes comme la géosmine (CRC, 2004). Les données actuellement disponibles ne permettent toutefois pas d'établir un lien entre la présence de géosmine ou de MIB et celle de toxines; la présence de molécules odorante peut toutefois aider à prévenir et détecter la présence des cyanotoxines (Carmichael 2001; Li et al. 2007).

Aux États-Unis, la majorité des échantillons d'eau brute de 33 installations analysées contenaient des microcystines, mais seulement 7 % en contenaient plus de 1 µg/L (Haddix et al. 2007). Lors d'épisodes de prolifération dans la source d'eau de quatre des cinq installations de traitement d'eau potable étudiées, aucune d'entre elles n'avait de toxines dans l'eau traitée, ce qui suggère une bonne efficacité du traitement en place (Westrick et al., 2006).

Des cyanobactéries et leurs toxines ont souvent été identifiées au Canada (Hrudey et al., 1994; Kotak et al., 1995; Bruchet et al., 1998; Karner et al., 2001) et ce même dans les eaux traitées (Jones, 1996; Gurney et Jones, 1997; Jones et al., 1998; Robert et al., 2005). En Alberta, des toxines ont été mesurées dans 67 % des échantillons d'eau brute de stations de traitement, analysés, avec une concentration maximale de 14,8 µg équivalent de MC-LR/L (Zurawell, 2002). Dans les Grands Lacs, l'équipe du « Great Lakes Environmental Research Lab » a mesuré des microcystines à des concentrations supérieures à 1 µg/L à plusieurs endroits dans deux baies des lacs Huron et Érié (Dyble, 2007). Dans une autre étude sur les Grands Lacs, des concentrations de microcystines supérieures à 1 µg/L ont été observées dans 14 % des échantillons (2 513 échantillons) alors que la concentration d'anatoxine-a a dépassé 1 µg/L dans moins de 1 % des échantillons. La cylindrospermopsine a été détectée à l'état de traces (> 0,01µg/L) dans 2 % des échantillons (Boyer, 2007).

Au Québec, une étude du MDDEP couvrant six stations de production d'eau potable pour la période de 2001 à 2003 a identifié des concentrations de cyanobactéries au-dessus du seuil d'alerte de l'OMS (2 000 cellules/mL) dans l'eau brute de toutes ces stations à au moins une reprise. Ces installations avaient cependant été ciblées comme vulnérables à la présence de cyanobactéries. Il a été estimé que 79 % des échantillons prélevés contenaient une ou plusieurs espèces de cyanobactéries à une concentration représentant un potentiel toxique (base de calcul théorique) et que de 13 à 70 % des échantillons contenant des cyanobactéries contenaient aussi des cyanotoxines. Les concentrations maximales de microcystine-LR et d'anatoxine-a mesurées à l'eau brute ont été de 3,5 µg/L et 2,3 µg/L respectivement alors que celles de l'eau traitée étaient de 30 à 50 fois inférieures aux valeurs recommandées par l'INSPQ (Robert et al., 2005). L'anatoxine-a a été détectée dans 9 % des échantillons d'eau brute, comparativement à plus de 30 % pour les microcystines. Des concentrations maximales de microcystine-LR

et RR de 4,53 et 2,7 µg/L respectivement, ont été mesurées entre 2004 et 2006 pour une concentration équivalente de MC-LR de 5,35 µg/L (Robert, 2008). Des résultats légèrement inférieurs ont été obtenus dans l'eau brute de trois bassins versants du sud du Québec (L'Assomption, Chateauguay et Yamaska), avec une concentration maximale de 0,9 µg/L de microcystine-LR (Chevalier et al., 2001).

En 2001, de faibles concentrations de microcystine-LR ont été mesurées dans 22 lacs du sud du Québec, dont plusieurs de type oligotrophe (faible concentration de nutriments); la concentration maximale observée étant de 1,9 µg/L (Giani et al., 2005) Quoique ces auteurs aient observé des corrélations entre la concentration en nutriments (phosphore et azote total) et la biomasse de cyanobactéries toxiques (ou la concentration de microcystines), les conclusions quant à l'influence des nutriments et du rapport  $N_{total}/P_{total}$  sur l'occurrence de cyanobactéries toxiques divergent considérablement. Il est toutefois utile de retenir que des cyanobactéries toxiques et des microcystines ont été détectées dans des lacs eutrophes mais à de faibles concentrations.

Des cyanobactéries toxiques benthiques (*Lyngbia wollei*) ont été observées au Lac Saint-Pierre (Vis et al., 2007). Ces dernières peuvent synthétiser des molécules odorantes et un analogue des saxitoxines (Sabater et al., 2003; Carmichael et al., 1997; Onodera et al., 1997; Watson and Ridal, 2004) ce qui représente une autre source de contamination potentielle. La toxicité des toxines produites par les cyanobactéries benthiques est encore méconnue. Plus récemment, *Lyngbia wollei* a été identifiée dans le Lac Saint-Louis et la présence de saxitoxines dans cette biomasse confirmée (Christiane Hudon, comm. personnelle). Les cyanobactéries benthiques peuvent être détachées du fond par les courants et s'amasser sous forme de boules filamenteuses sur la rive ou dans la masse d'eau. Les exploitants de station d'eau potable de ce secteur ont d'ailleurs confirmé l'occurrence sporadique de ce type d'accumulation dans les grilles à l'entrée de leur usine. Une étude espagnole a récemment établi une corrélation entre la concentration de toxines dissoutes dans l'eau brute d'une installation de traitement des eaux et la concentration de microcystines intracellulaires dans les algues bleues benthiques (Hurtado et al., 2008). En Tunisie, on a mesuré des concentrations de toxines intracellulaires plus importantes en profondeur qu'en surface (El Herry et al., 2008).

Bien que les concentrations de toxines détectées dans les sources d'eau potable soient faibles, les concentrations dans l'écume peuvent atteindre plusieurs centaines de  $\mu\text{g/L}$ . Blais (2002) a mesuré une concentration maximale de 2 204  $\mu\text{g/L}$  dans un échantillon d'écume, à la surface de l'eau, d'où la présence d'un risque significatif pour les animaux susceptibles de la consommer s'ils s'abreuvent dans un tel environnement. En raison de la présence de glace, la plupart des prises d'eau potable au Québec ne sont toutefois pas placées près de la surface. Cependant, certaines prises peuvent malgré tout être localisées en rive, directement sur le bord de l'eau et sont donc plus vulnérables à la présence d'écume.

## **5 Scénarios de prolifération de cyanobactéries dans la perspective des changements climatiques**

---

### ***5.1 Changements climatiques et occurrence des cyanobactéries***

La dernière étude du Groupe International d'Étude sur le Climat (GIEC) est sans équivoque : le réchauffement climatique causé par l'activité humaine produirait des effets à long terme sur l'environnement (GIEC, 2007). Quant aux impacts des changements climatiques sur la production d'eau potable, ils ont été répertoriés par Cromwell et al. (2007). Parmi les conséquences rapportées :

- l'augmentation du ruissellement et des pointes hâtives du débit printanier des rivières;
- le réchauffement des lacs et rivières;
- une augmentation de la fréquence des précipitations abondantes.

Ces éléments modifieront fort probablement la qualité des eaux de surface, ce qui pourrait avoir des impacts sur la prolifération des cyanobactéries toxiques. En effet, l'augmentation de la température, se traduisant notamment par une extension de la période de croissance (printemps hâtif et automne tardif) peut favoriser les cyanobactéries. Par ailleurs, des changements hydrologiques, tels que des étiages (basses eaux) plus importants pourraient favoriser les cyanobactéries qui sont avantagées par des eaux calmes et des concentrations de nutriments plus importantes causées par la dilution moindre. Un changement du régime des vents est un autre exemple de phénomène qui pourrait influencer la concentration spatiale des fleurs d'eau (le vent peut concentrer les écumes dans certaines portions des masses d'eau).

Les changements climatiques pourraient donc modifier la dynamique des proliférations de cyanobactéries toxiques en accroissant : (i) leur fréquence d'apparition, (ii) les concentrations de toxines produites et (iii) la durée des périodes à risque pour ce type d'événements. Ils pourraient également causer des changements des espèces dominantes.

Aucune étude sur les effets potentiels des changements climatiques sur la prolifération des cyanobactéries n'a été réalisée au Québec. De telles simulations ou prévisions ont cependant été effectuées ailleurs dans le monde, dans des régions à climat tempéré.

Ainsi, pour les régions méridionales de la Suède (climat semblable à celui du Québec), Arheimer et al. (2005) ont utilisé six scénarios de changements climatiques régionaux permettant d'évaluer les modifications de divers paramètres, comme le lessivage des substances nutritives dans l'eau. Un réchauffement de la température hivernale provoquera vraisemblablement plus de précipitations liquides ainsi qu'une minéralisation accrue du sol. Ces deux constats mèneraient à une augmentation du lessivage de l'azote dans l'eau et il en résulterait un accroissement de 60 à 100 % de la biomasse algale, où les cyanobactéries seront nettement favorisées.

En utilisant le modèle NAO (North Atlantic Oscillation index), Nöges et al. (2003) ont modélisé les effets du changement climatique sur la composition du phytoplancton dans un grand lac de l'Estonie. Ils concluent à un accroissement substantiel de la biomasse phytoplanctonique, notamment celle des cyanobactéries. Ces dernières s'avèreront très compétitrices à cause de leur tolérance aux faibles intensités lumineuses (notamment causées par un accroissement de la turbidité) et de leur capacité à utiliser l'azote atmosphérique. Elliott et al. (2006) ont utilisé un modèle afin de simuler le comportement du phytoplancton dans un contexte de température élevée. Ils concluent que les cyanobactéries ont le potentiel de dominer la communauté phytoplanctonique dans le contexte d'une température de l'eau plus élevée, combinée avec une bonne disponibilité de substances nutritives. Une espèce comme *Anabaena*, capable de produire des cyanotoxines, se révèle apte à former des proliférations plus rapidement au printemps ou à l'été; un accroissement de sa biomasse, de l'ordre de 10 à 65 %, pourrait être possible selon l'importance du réchauffement de la température de l'eau (entre 1 et 5 degrés). Un groupe de recherche aux Pays-Bas a modélisé l'effet des changements climatiques sur l'écosystème de lacs peu profonds en zone tempérée, à l'aide du logiciel PCLake. Ils concluent que la hausse des températures devrait diminuer la transparence de l'eau, augmenter l'apport externe de nutriments, hausser la concentration de la chlorophylle-a et, finalement, favoriser la dominance des cyanobactéries (Mooij et al., 2007). En couplant un algorithme de croissance des cyanobactéries à un modèle de changement climatique, Howard et Easthope (2002) ont simulé le comportement de ces organismes dans un réservoir du Royaume-Uni. Sur une durée d'un siècle, ils concluent

que la période de croissance des cyanobactéries sera accrue, notamment au printemps et à l'automne, mais qu'il est difficile de confirmer que cela se traduira par un accroissement substantiel de la biomasse.

L'espèce *Cylindrospermopsis raciborskii*, originalement identifiée dans les tropiques, croît maintenant dans des lacs au nord de l'Allemagne. La hausse hâtive des températures au printemps (environ 30 jours) favorise l'établissement de cette espèce en zone tempérée, en raison d'une combinaison améliorée de température et de radiation solaire (Wiedner et al., 2007). Les changements des conditions de croissance (température, luminosité, nutriments) peuvent également influencer la production de toxines par les cyanobactéries. Rapala et al. (1997) ont étudié deux espèces d'*Anabaena* et ont trouvé que la concentration de phosphore fait augmenter la production de microcystines alors que la hausse de la température et de l'intensité lumineuse la font diminuer. La production des différentes variantes de la toxine dépendait des stimuli auxquels les cyanobactéries avaient été exposées. Cette étude est un exemple pour illustrer que la production de toxines sera certainement influencée par les changements environnementaux.

La littérature scientifique supporte l'hypothèse que les changements climatiques prévus pourraient favoriser la prolifération des cyanobactéries dans les cours et les plans d'eau des régions à climat tempéré. L'importance de cette augmentation est toutefois incertaine. D'après les études présentées plus haut, une hausse de 100 % de la biomasse de cyanobactéries pourrait être observée mais également des changements dans la composition des populations. L'ampleur des changements qui pourraient se produire est illustrée par l'augmentation marquée des épisodes de prolifération de cyanobactéries (nombres de sites, intensité et durée) sur la rivière Murray et l'apparition de cyanobactéries dans le bassin versant alimentant la région de Sydney en Australie, en raison d'une sécheresse prolongée (Mike Burch, Cooperative Research Centre (CRC) for Water Quality and Treatment, communication personnelle).

La prédiction des événements de fleurs d'eau toxiques déborde le cadre de ce projet car la prolifération des cyanobactéries est influencée par des interactions complexes entre de multiples facteurs environnementaux (Mur et al., 1999 dans Chorus et Bartram, 1999; CRC, 2004). C'est une question très complexe qui ne dépend pas uniquement des

changements climatiques, puisque les pratiques agricoles et les rejets urbains influencent également la qualité de l'eau.

## **5.2 Description des scénarios d'occurrence**

De manière à étudier la vulnérabilité des installations de traitement d'eau potable au Québec, dans un contexte de prolifération de cyanobactéries, trois scénarios d'occurrence ont été définis :

- le premier scénario est basé sur la concentration maximale de toxines mesurée au Québec à ce jour;
- le deuxième est fondé sur les recommandations qui sont en voie d'être proposées au Québec par le MDDEP;
- le troisième représente le pire cas d'occurrence documenté dans des sources d'eau potable ailleurs dans le monde.

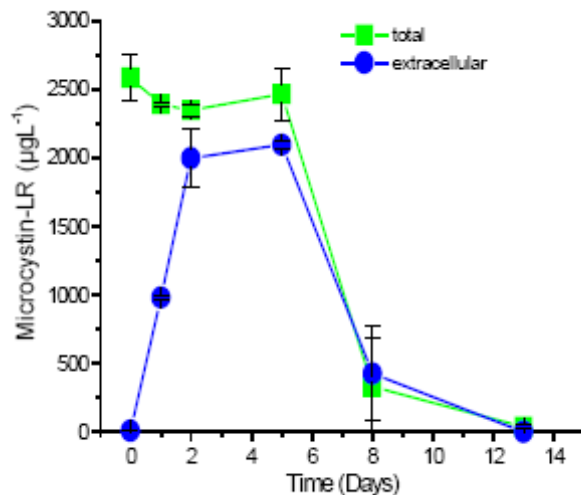
Ces trois scénarios sont décrits plus en détails aux prochaines sections.

La fréquence des occurrences de fleurs d'eau n'a pas été considérée dans nos scénarios. On pourrait poser l'hypothèse que les changements climatiques influenceraient et même augmenteraient probablement la fréquence et la durée des proliférations. Nous justifions cette approche par le fait qu'un seul événement peut entraîner un dépassement de la norme à l'eau traitée, et que ce dépassement ne serait pas toléré. Par ailleurs, l'état actuel des connaissances ne permet pas de prédire l'augmentation de la fréquence des événements de fleurs d'eau pour un site donné en fonction de scénarios de changements climatiques. Cette approche est conservatrice car l'OMS a fixé sa valeur guide sur une consommation à long terme et tolère un dépassement temporaire de la directive proposée (WHO, 1998). Le Brésil aussi tolère trois dépassements annuels de microcystines jusqu'au niveau de 10 µg/L (AFSSA et AFSSET, 2006).

Tous les scénarios d'occurrence ont été définis en supposant que les toxines étaient présentes à 100 % sous forme dissoute ou extracellulaire. Il est à noter que le rapport entre ces deux formes de toxines est variable, selon la période, le lieu et le type de cyanobactéries. La figure 2 montre la forme sous laquelle se trouvent les toxines en

fonction du temps dans un décanteur, procédé de traitement de l'eau potable conçu pour éliminer le maximum de matière particulaire.

D'après les concentrations présentées, il est possible que les toxines se retrouvent presque essentiellement sous forme extracellulaire à un moment donné.



**Figure 2 : Forme des toxines en fonction du temps dans les boues d'un décanteur (Tiré de Drikas et al., 2001b)**

Dans la plupart des cas, les concentrations intracellulaires sont de loin plus importantes dans les sources d'eau, de l'ordre de 70 % (Donati et al., 1994), bien que la cylindrospermopsine produite par *C. raciborskii* soit souvent retrouvée principalement sous forme extracellulaire (Chiswell et al., 1999). Le fait de considérer que la totalité des toxines est sous forme extracellulaire représente donc une approche conservatrice dans la mesure où : (1) la probabilité que toutes les toxines soient sous forme dissoute est faible mais non nulle; et (2) le traitement conventionnel (coagulation-décantation-filtration) ne peut être considéré comme une barrière aux toxines extracellulaires. Cette approche simplifie grandement l'analyse des performances des traitements discutés dans le chapitre subséquent. Ce choix est également justifiable par le fait qu'il est toujours possible que des toxines intracellulaires puissent être libérées par une lyse naturelle dans la source ou provoquée par le(s) traitement(s) de l'eau. Par ailleurs, les seules toxines considérées dans ce rapport sont celles qui sont en voie d'être réglementées au Québec, soit les microcystines et l'anatoxine-a.

Il est essentiel d'éviter de faire un lien direct entre les valeurs seuils des concentrations de toxines utilisées pour évaluer la performance des scénarios de traitement de l'eau et les concentrations de cyanobactéries mesurées à l'eau brute. L'analyse proposée ne permet pas de choisir des traitements de l'eau potable sur la base du dénombrement des cellules de cyanobactéries. En effet, une population *naturelle* de cyanobactéries est constituée d'un mélange de souches toxiques et non toxiques, la proportion de cyanobactéries capables de produire des toxines étant hautement variable (Chorus and Bartram, 1999). Baker & Humpage (1994) ont estimé que la proportion de *M. aeruginosa* hépatotoxiques dans le bassin de la Murray-Darling était d'environ 56 %, alors que Giani et al. (2005) ont montré que la biomasse de cyanobactéries toxiques représentait moins de 1 % de la biomasse totale du phytoplancton dans 22 lacs du Québec. De plus, il est difficile de quantifier le nombre de cyanobactéries dans l'eau brute. Des évaluations sporadiques dans l'écume ou des mesures de densité dans des secteurs plus ou moins éloignés d'une prise d'eau ne sont pas des estimés fiables des concentrations maximales potentielles de cyanobactéries dans les prises d'eau brute.

### **5.2.1 Scénario historique**

Le scénario historique est basé sur la concentration maximale de toxines mesurée dans une prise d'eau potable au Québec. Ces données proviennent du MDDEP. La concentration maximale de microcystines, en équivalent MC-LR, est de 5,35 µg/L alors que celle d'anatoxine-a est de 2,3 µg/L (Robert 2008). Ce scénario est réaliste puisque certaines installations de traitement de l'eau au Québec ont été confrontées à de telles concentrations.

### **5.2.2 Scénario MDDEP**

Le scénario MDDEP est basé sur une proposition de critères de conception d'ouvrages de traitement de l'eau potable présentement en cours au MDDEP pour une inclusion éventuelle dans le Guide de Conception des Installations de Traitement des Eaux Potables (MDDEP, 2002). Ces critères sont sous la forme de niveaux d'enlèvement suggérés (en % de réduction).

Pour l'anatoxine-a, un enlèvement maximum de 75 % est proposé. Puisque la valeur maximale suggérée en eau potable se situe à 3,7 µg/L (INSPQ, 2005), la concentration maximale admissible dans l'eau brute approvisionnant une usine est de 15 µg/L.

Concernant les microcystines, un enlèvement de 95 % est proposé, ce qui se traduit par une concentration maximale admissible de 30 µg/L dans l'eau brute d'approvisionnement (en considérant la recommandation de 1,5 µg/L à l'eau traitée de l'INSPQ). Ce scénario est déjà très conservateur, puisque la valeur la plus élevée mesurée à ce jour à l'eau brute d'une station d'eau potable au Québec est environ 5 fois inférieure à la valeur de 30 µg/L.

### **5.2.3 Scénario de changements climatiques**

À l'échelle mondiale, plusieurs études ont répertorié des concentrations de toxines dans des sources servant d'alimentation en eau potable. Le tableau 1 montre les concentrations maximales mesurées ou calculées à partir de relations (i.e. chlorophylle-a) dans la zone photique (zone superficielle, environ 0-5 mètres) et non dans l'écume. Ces concentrations ne sont pas nécessairement celles de cyanotoxines extracellulaires, mais plus souvent des toxines totales (incluant les toxines à l'intérieur des cellules). Elles ont été mesurées par différentes méthodes (HPLC, ELISA, PPI) et peu d'informations sont disponibles quant à l'occurrence de l'anatoxine-a, possiblement à cause de l'absence d'une méthode immuno-enzymatique (ELISA) pour la détecter. Les valeurs extrêmes présentées au tableau 1 correspondent à des épisodes uniques, les concentrations médianes de ces études étant bien inférieures à 10 µg/L.

**Tableau 1 : Concentrations maximales de toxines mesurées dans des sources d'eau potable à travers le monde.**

Pays	Toxines	Concentration maximale (µg/L)	Références
Allemagne	MC totales	36	Ueno et al., 1996
	MC totales	366	Fastner et al., 1999
	MC-LR éq	50-220	Höger, 2003
Australie	MC totales	8	Höger, 2003
	Saxitoxines (PSP)	15-17	Höger, 2003
Brésil	MC totales	8.8	Costa et al., 2006
	Saxitoxines	3.14	Costa et al., 2006
	MC totales	1.25	dos S. Vieira et al., 2005; Costa et al., 2006
Canada	MC-LR	6	Kotak et al., 1995
Finlande	MC totales	37	Lindholm et al., 1989
France	MC-RR	11	Jann-Para et al., 2004
	MC-totales	>100	Maatouk et al., 2002; AFSSA et AFSSET, 2006
Italie	MC totales	14	Messineo et al., 2006
Japon	MC totales	378	Tsuji et al., 1996
Pologne	MC totales	7	Jurczak et al., 2005
Portugal	MC totales	37.0	Ueno et al., 1996
Sri Lanka	MC totales	81	Jayatissa et al., 2006
USA	MC totales	3.4	Hotto et al., 2005
Zimbabwe	MC totales	22.5	Ndebele et Magadza, 2006; Mhlanga et al., 2006

Note : MC = Microcystine

À partir des occurrences répertoriées et des autres scénarios définis, le scénario de changements climatiques proposé dans le présent rapport est basé sur une concentration maximale de 60 µg/L de microcystine sous forme extracellulaire. Il s'agit d'une concentration deux fois supérieure à celle du scénario considéré par le MDDEP et il s'appuie sur les valeurs maximales enregistrées dans le monde. La plupart des valeurs supérieures à 60 µg/L dans le tableau 1 proviennent d'épisodes isolés (<1 % des échantillons) ou encore soupçonnés avoir été mesurées dans de l'écume; c'est pourquoi elles n'ont pas été retenues. Cette concentration de 60 µg/L correspond environ à la valeur moyenne des concentrations maximales mesurées au tableau 1. Le recours à

une revue de littérature pour établir le scénario de changements climatiques a été nécessaire en raison de l'absence de modèle mathématique permettant d'estimer les variations de populations de cyanobactéries compte tenu des projections du climat québécois. Toutefois, d'après les études présentées à la section précédente, les changements climatiques sont susceptibles de favoriser la croissance des cyanobactéries. Une hausse de la biomasse allant jusqu'à 100 % est estimée par Arheimer et al. (2005). La valeur retenue (60 µg/L), qui correspond au double de la valeur du scénario MDDEP, est également justifiée par cette hypothèse de croissance des cyanobactéries.

Dans le cas de l'anatoxine-a, nous avons jugé que la concentration considérée dans le scénario MDDEP (15 µg/L) était déjà suffisamment élevée puisqu'aucune donnée de la littérature ne rapporte de concentrations supérieures. La concentration d'anatoxine-a n'a donc pas été augmentée pour le scénario « changements climatiques » et a été maintenue à 15 µg/L (sous forme extracellulaire).

#### 5.2.4 Synthèse des scénarios d'occurrence

Les scénarios d'occurrence définis précédemment sont résumés au tableau 2 et ils seront utilisés à la section 7 de manière à évaluer le pourcentage des installations québécoises en mesure de traiter une eau contenant de telles concentrations de cyanotoxines.

**Tableau 2 : Scénarios d'occurrence de toxines**

Scénarios	Microcystines	Anatoxines
Historique	6 µg/L	3 µg/L
MDDEP	30 µg/L	15 µg/L
Changements climatiques	60 µg/L	15 µg/L



## 6 Performances des procédés de traitement des eaux potables

---

La forme sous laquelle les toxines sont présentes (i.e. intracellulaire ou extracellulaire) est une caractéristique importante à considérer pour le traitement. Certaines unités de traitement de l'eau potable sont efficaces pour enlever l'une ou l'autre des formes, voire les deux dans le cas de la nanofiltration et de l'osmose inverse. Une filière de traitement de l'eau potable est composée de plusieurs procédés sélectionnés en fonction de la qualité de l'eau à traiter. Pour le lecteur peu familier avec ces principaux traitements, une synthèse a été réalisée par l'Académie Nationale des Sciences (France) (annexe A) et peut être consultée à l'adresse suivante :

[http://www.drinking-water.org/flash/fr/water.html?\\_3\\_08\\_00](http://www.drinking-water.org/flash/fr/water.html?_3_08_00).

Les principaux traitements utilisés peuvent être regroupés selon les catégories suivantes : (i) les procédés d'enlèvement physique, (ii) les procédés d'oxydation, (iii) les procédés d'adsorption et (iv) les procédés de biodégradation. Seuls les procédés d'oxydation et de biodégradation détruisent les cyanotoxines, les autres constituant plutôt une rétention physique des toxines intracellulaires (enlèvement des cyanobactéries) ou extracellulaires (adsorption).

Les **cellules de cyanobactéries** peuvent être enlevées par des barrières physiques telles la décantation et la filtration, alors que les **toxines extracellulaires** sont enlevées préférentiellement par l'oxydation ou l'adsorption. Les barrières physiques représentent cependant un risque de libération des toxines intracellulaires puisque ces procédés concentrent les algues, ce qui induit un risque de lyse si le temps de rétention des cellules est trop long. De plus, puisque les toxines peuvent arriver à l'installation de traitement sous forme extracellulaire (en période de lyse d'algues), il faut prévoir au moins un procédé de traitement pour des toxines sous la forme extracellulaire. En traitement des eaux potables, la robustesse d'une chaîne de traitement est définie par sa capacité à rencontrer les objectifs de performance, indépendamment des bris d'équipements et des fluctuations de la qualité de l'eau brute.

Une synthèse de l'efficacité des différents traitements est présentée à la section 6.1.1. Les quatre sections suivantes (6.1.2 à 6.1.5) donnent plus de détails sur l'efficacité des

différents procédés pour enlever les cyanobactéries et les toxines algales. Pour les principaux traitements reconnus comme efficaces, ou partiellement efficaces pour l'enlèvement des microcystines et de l'anatoxine-a, une analyse raffinée a été réalisée (section 7.1.6) dans laquelle l'élimination théorique des toxines a été calculée à partir des données de la littérature scientifique. En fonction du CT (concentration X temps de contact) appliqué par un traitement, et de l'efficacité hydraulique du contacteur (degré de court-circuitage), il est alors possible de calculer un pourcentage (ou un log) de réduction.

## **6.1 Tableau synthèse**

Le tableau 3 présente une vision globale de l'efficacité des traitements unitaires pour éliminer les cyanobactéries et leurs toxines.

Tel qu'illustré, les traitements de séparation physique (clarification, filtration, etc.) sont efficaces (en vert) pour enlever les cyanobactéries (e.g. les toxines intracellulaires) mais inefficaces (en rouge) pour retenir les toxines extracellulaires, à l'exception des membranes ayant un seuil de coupure suffisamment faible (200 Daltons). La biofiltration peut être un procédé efficace à condition qu'une biomasse bactérienne capable de dégrader les toxines soit présente dans le filtre, ce qui est généralement le cas pour des sites avec historique de cyanotoxines.

Concernant les traitements d'oxydation, l'ozone est le procédé le plus efficace, suivi de près par le permanganate de potassium. Pour sa part, le chlore utilisé en désinfection est efficace pour une des deux familles de toxines considérées dans notre analyse, soit les microcystines.

Les traitements d'adsorption font appel au dosage de charbon actif en poudre (CAP) ou à la filtration sur charbon actif granulaire. L'utilisation de CAP donne des performances variant de <15 % à 100 % d'enlèvement en fonction du type de charbon, de sa dose, de la concentration de toxines, de la matière organique dissoute et de la présence de particules floculées. De manière générale, une dose supérieure à 20 à 30 mg/L de CAP à base de bois est nécessaire pour avoir un enlèvement de plus de 90 %. La filtration sur charbon actif granulaire (CAG) peut être très efficace, mais la durée de vie très

courte du charbon actif en grain (<6 mois) limite grandement l'intérêt de ce type de traitement pour des installations municipales.

**Tableau 3 : Synthèse de l'efficacité des traitements à enlever les toxines intracellulaires et extracellulaires**

Traitements	Toxines			
	Intracellulaires	Extracellulaires		
		Microcystines	Anatoxine-a	Autres (saxitoxine, cylindrospermopsine)
<b>Enlèvement physique</b>				
Décantation/filtration	■	■	■	■
Flottation/filtration	■	■	■	■
Filtration directe	■	■	■	■
Osmose inverse	■	■	■	■
Nanofiltration (<200 Da)	■	■	■	■
<b>Oxydation</b>				
Permanganate de Potassium	■	■	■	■
Chlore	■	■	■	■
Ozone	■	■	■	■
<b>Adsorption</b>				
Charbon actif en poudre	■	■	■	■
Charbon actif en grain	■	■	■	■
<b>Biodégradation</b>				
Biofiltration	■	■	■	■
Ozone + biofiltration	■	■	■	■

■ Efficace  
■ Efficace sous certaines conditions  
■ Inefficace

## 6.2 Enlèvement physique

### 6.2.1 Coagulation-décantation

La coagulation-décantation offre des enlèvements de cyanobactéries supérieurs à 75 % (Rapala et al., 2006; Drikas et al., 2001a ; Mouchet et Bonnelye, 1998). Opérés en conditions optimales (avec préoxydation), des enlèvements de 99 % peuvent être atteints par cette combinaison de procédés (Mouchet et Bonnelye, 1998c). L'utilisation d'alun ou de chlorure ferrique aux concentrations typiques du traitement de l'eau ne semble par ailleurs pas influencer la viabilité des cellules de *Microcystis* (Chow et al., 1998; Chow et al., 1999). Le choix du coagulant peut être important et des différences significatives d'efficacité ont été observées entre l'alun, le sulfate ferrique et le polychlorure d'aluminium (Bernhardt et Clasen, 1993; Jiang et al., 1993; Knappe et al., 1998).

Puisque les floccs formés en période de prolifération de cyanobactéries tendent à être légers, il est recommandé d'ajouter des aides flocculants comme des polymères anioniques (Bernhardt et Clasen, 1993; Knappe et al., 1998) ou cationiques (Mouchet et Bonnelye, 1998; AFSSA et AFSSET, 2006). L'optimisation du dosage de coagulant par la mesure de turbidité en jar-test n'est pas suffisante pour assurer un enlèvement optimal. Il est plutôt recommandé de mesurer le potentiel zêta ou le courant électrocinétique pour optimiser le dosage, particulièrement parce que les cyanobactéries seront les dernières cellules phytoplanctoniques enlevées dans le cas d'un dosage insuffisant (Mouchet et Bonnelye 1998). L'importance de l'augmentation adéquate du dosage de coagulant lors d'une augmentation du nombre de cyanobactéries à l'eau brute a été mise en évidence lors d'une prolifération massive de cyanobactéries ( $>10^6$  cellules/mL d'*Anabaena* à l'eau brute) qui a résulté au passage de 200 000 cellules/mL à l'eau filtrée. Une dose de 260 mg/L d'alun a alors été nécessaire pour réduire les concentrations de cyanobactéries dans l'eau filtrée (Suthaker et Drachenberg, 2007)

La décantation n'entraîne généralement pas la lyse des cyanobactéries d'après plusieurs auteurs (Drikas et al., 2001a; Montgomery, 1985; Chow et al., 1998; Chow et al., 1999). Pietsch et al. (2002) ont cependant mesuré une hausse de toxines extracellulaires (entre 0,2 et 0,7  $\mu\text{g/L}$ ) en cours de traitement à l'échelle pilote (décantation, filtration), malgré une baisse importante de la concentration de toxines intracellulaires ( $>90\%$ ). Ils attribuent cette observation à des stress hydrauliques endommageant les cellules algales. La lyse des cellules dans les procédés est probable et un temps de rétention des boues de un à deux jours peut mener à une lyse complète des cellules (Drikas et al., 2001b; Chorus et Bartram, 1999). La gestion des boues est donc très importante. Les décanteurs à lit de boues pulsé sont généralement plus efficaces que les décanteurs statiques pour enlever les algues et les cyanobactéries (Mouchet et Bonnelye, 1998). Ces auteurs ont obtenu des pourcentages d'enlèvement de 95-99 % du phytoplancton avec des décanteurs à lit pulsé, comparativement à un maximum de 90 % pour des décanteurs statiques. Lors d'essais en laboratoire, Knappe et al. (1998) ont démontré un meilleur enlèvement des algues de petite taille, tel *Microcystis aeruginosa*, par la décantation lestée que par la décantation conventionnelle.

Finalement, il faut retenir que la décantation, tout comme la filtration, n'a pas d'impact sur les toxines dissoutes (Mouchet et Bonnelye, 1998; James et Fawell, 1991; Izaguirre, 1992; Nicholson et al., 1994; Bernhardt and Clasen, 1994; Hart et al., 1998).

### **6.2.2 Flottation**

La flottation est une variante au traitement conventionnel de décantation. Les informations sur ce type de procédé demeurent limitées. La flottation a été plus efficace (98 % d'enlèvement) que la décantation (77 % d'enlèvement) pour enlever les cellules de *Mycrocystis* (Gregory et al. (1999). Il est cependant peu probable que la flottation soit plus efficace que la décantation pour les toxines libres, mais elle pourrait réduire les risques de lyse des cellules en raison d'une purge des boues plus fréquente qu'avec les décanteurs statiques (Chorus et Bartram, 1999).

### **6.2.3 Filtration granulaire**

Les procédés de filtration conventionnels sont précédés d'une décantation ou d'une flottation. Cette combinaison type de procédés permet l'enlèvement des cellules intactes. Les enlèvements obtenus par ce traitement sont de l'ordre de 90 % mais comprennent généralement le travail effectué préalablement par la décantation ou la flottation (Chorus and Bartram, 1999; AFSSA et AFSSET, 2006). Les cellules de cyanobactéries retenues dans le filtre peuvent cependant se lyser et relarguer leurs toxines après 24 à 48 heures (Lepisto et al., 1994; Chorus et Bartram, 1999), ce qui nécessite une bonne gestion des durées de cycles, ces dernières variant typiquement de 24 à 96 heures. Une telle lyse a d'ailleurs été rapportée par Pietsch et al. (2002) qui ont observé de légères augmentations de microcystine-LR (>0,25 µg/L) après la filtration.

La filtration directe est une variante du traitement conventionnel où l'étape préalable de décantation (ou de flottation) a été éliminée. Ce traitement est normalement réservé aux eaux faiblement turbides et colorées. Les eaux de lacs sont les plus appropriées pour ce type de filtration en raison de leur plus faible turbidité que les eaux de rivière. Les recommandations de qualité d'eau pour la filtration directe précisent que les dénombrements de cellules algales ne devraient pas excéder 2 000 cellules/mL (Montgomery Watson Harza (MWH), 2005; Cleasby et Logsdon, 1999).

Selon Mouchet et Bonnélye (1998), la filtration directe sans coagulation à l'aide de produits chimiques n'est pas suffisante pour l'élimination des cellules de cyanobactéries et offre des performances très variables (10-75 %). Deux stratégies de traitement, communément utilisées pour optimiser l'enlèvement des algues par la filtration directe, sont l'augmentation de la dose de coagulant et l'ajout d'une préoxydation. Dans certaines eaux, la préozonation améliore de façon très prononcée l'élimination des particules et des algues (Petrusevski et al., 1993; Petrusevski et al., 1995b; Petrusevski et al., 1996; Petrusevski et al., 1995a). L'efficacité de la préozonation pour optimiser l'enlèvement des cyanobactéries par la filtration directe n'est pas documentée, mais on pourrait croire que les tendances observées seraient les mêmes. Des travaux récents à l'échelle usine (von Sperling et al., 2008) rapportent qu'une filtration directe précédée de préchloration pouvait réduire de 89 à 96 % les cyanobactéries de l'eau du réservoir Gaviao (Brésil) qui contenait environ 8 000 cellules/mL.

#### **6.2.4 Filtration membranaire**

Puisque la taille des cyanobactéries est supérieure à 1 µm, les traitements de microfiltration et d'ultrafiltration couramment utilisés permettent de retenir complètement les cyanobactéries et les toxines intracellulaires (Lai et al., 2002). L'enlèvement peut atteindre 6 logs (Chevalier et al., 1995; Mouchet et Bonnélye, 1998). Ces procédés de traitement n'ont cependant pas d'impacts sur les toxines extracellulaires, à moins d'être utilisés conjointement avec du charbon actif en poudre (Chorus et Bartram, 1999). Chow et al. (1997) ont étudié l'impact de la microfiltration et de l'ultrafiltration sur l'intégrité des algues et ont mis en évidence une faible lyse des cellules ne résultant cependant pas en une concentration accrue de toxines dans le perméat (eau traitée ayant passé à travers les membranes). La concentration de toxines a même été réduite dans le perméat de la membrane d'ultrafiltration, laissant présumer une certaine capacité d'adsorption ou de réjection de la membrane utilisée. Gijsbertsen-Abrahamse et al. (2006) ont par ailleurs mesuré un relargage de seulement 2 % des toxines intracellulaires par les forces de cisaillement à la surface de la membrane. Selon les spécialistes de l'*European Commission* (2005), l'absence de pompage dans l'opération des membranes submergées comparativement aux membranes sous-pression peut présenter l'avantage de minimiser le risque de lyse. Par contre, l'accumulation de cellules dans le réservoir d'eau à traiter doit être compensée par des purges plus fréquentes en période de prolifération de cyanobactéries. Pour les membranes sous pression, le potentiel de lyse

est plus important avec le mode d'opération tangentiel (cross-flow) qu'en mode en cul-de-sac (dead-end), particulièrement s'il y a accumulation de cyanobactéries dans la boucle de recirculation. La présence de cellules de cyanobactéries influence le flux membranaire (i.e. le débit d'eau pouvant être traité par unité de surface de la membrane). Une concentration importante de cellules de *M. aeruginosa* est demeurée sur la membrane de microfiltration suite au lavage (30 % des cellules filtrées), ce qui peut représenter un risque de lyse lors de la mort naturelle des cellules (Drikas et al., 2001b). Cependant, ces auteurs n'ont pas mesuré de concentrations supérieures de toxines extracellulaires à la sortie des membranes. Selon Chevalier et al. (1995), la concentration maximale de cellules algales pour éviter le colmatage de l'ultrafiltration en absence de coagulation serait de l'ordre de 4 000-5 000 cellules/mL. Cependant, cette valeur doit être évaluée avec prudence car elle dépendra, à notre avis, fortement du manufacturier de la technologie considérée.

Quant à la nanofiltration, elle peut enlever les toxines extracellulaires à condition que le seuil de coupure de la membrane soit inférieur à 200 daltons (Miller et al., 2001). Gijssbertsen-Abrahamse et al. (2006) ont mesuré des enlèvements de microcystines de l'ordre de 99 % à l'échelle pilote. Malgré sa taille beaucoup plus petite (165 Da), l'anatoxine-a été enlevée à 96 %. Ils estiment à plus de 90 % l'enlèvement à l'échelle réelle pour ces deux toxines. Pour l'osmose inverse, Neumann et Weckesser (1998) ont mesuré des enlèvements de toxines extracellulaires variant de 96,7 à 99,6 %.

### **6.3 Oxydation**

L'oxydation est un traitement très efficace pour l'élimination de plusieurs cyanotoxines extracellulaires. Il n'existe cependant pas d'oxydant capable de détruire toutes les formes de toxines, chaque oxydant ayant une performance spécifique à chaque toxine, voire même chaque analogue de toxines. Les deux toxines d'intérêt prioritaire actuellement au Québec sont les microcystines et l'anatoxine-a puisqu'elles font l'objet d'une recommandation de l'INSPQ (INSPQ, 2005).

Il est à noter que la littérature scientifique indique que les cinétiques d'oxydation des toxines retenues sont toutes d'ordre deux (concentrations de l'oxydant et du composé). En pratique, cela signifie que la réduction des toxines peut être prédite en fonction du CT (concentration résiduelle de désinfectant multiplié par le temps de contact).

### 6.3.1 Ozonation

L'ozonation est un oxydant très efficace envers la plupart des cyanotoxines. L'effet de l'ozone est cependant complexe à cause de la présence de deux modes d'action : le mode radicalaire (radicaux hydroxyles) et le mode moléculaire. Les radicaux libres sont principalement formés par la réaction de l'ozone avec : (i) la matière organique naturelle et (ii) les ions hydroxyles ( $\text{OH}^-$ ). Ce mode d'action est donc particulièrement observé dans des eaux colorées, à pH élevés et à faible alcalinité (Onstad et al., 2007; Höger, 2003; Hitzfeld et al., 2000). Selon les travaux de Rodriguez et al. (2007c), la demi-vie des microcystines oxydées par des radicaux libres résultant de l'ajout de 1 mg  $\text{O}_3/\text{L}$  à pH 8 est d'environ 5 minutes. Dans le cas de l'action de l'ozone par le mode moléculaire, la demi-vie est de 0,8 secondes pour les mêmes conditions de traitement. Selon cette analyse, il apparaît clairement que le mode d'action moléculaire domine la performance globale de l'ozonation.

Les microcystines, la cylindrospermopsine et l'anatoxine-a sont complètement inactivées par l'ozone dès qu'une concentration résiduelle est détectable après quelques minutes de temps de contact (Rositano et al., 2001; Rapala et al., 2006; Onstad et al., 2007). Les sous-produits de l'ozonation des microcystines ont été trouvés non toxiques (Westrick, 2007).

L'ozone semble beaucoup moins efficace envers la saxitoxine, avec des réductions de moins de 40 % pour des doses de 3 mg/L (Rositano et al., 2001; Newcombe et Nicholson, 2002). Les facteurs qui peuvent influencer l'efficacité de l'ozone moléculaire sont la présence de matière organique qui entre en compétition avec les toxines, ainsi que l'alcalinité et la température.

L'utilisation d'ozone en prétraitement est controversée, comme le sont toutes étapes de préoxydation. Au Québec, la préoxydation à l'ozone peut être utilisée comme la seule étape de traitement, avant une désinfection aux UVs ou au chlore, dans certaines usines ayant été exemptées de filtrer (i.e. eaux de lacs protégés). La préozonation peut aussi être un prétraitement d'une étape de filtration avec ou sans décantation. Deux préoccupations sont à retenir : l'optimisation de la réduction des cellules intactes de cyanobactéries et l'oxydation efficace de toutes toxines libérées lors d'une lyse éventuelle (extracellulaires). On doit donc souhaiter avoir : (1) une faible lyse des cellules et l'optimisation de

l'élimination des cyanobactéries ou (2) une lyse complète et l'oxydation subséquente des toxines libérées.

Les informations sur l'impact d'une préozonation sur la **lyse des cyanobactéries** ne convergent pas, certains auteurs soutenant qu'une préozonation ne lyse pas les cellules, d'autres affirmant le contraire. Des doses d'ozone allant jusqu'à 3 mg/L causent peu ou pas de lyse et les microcystines relarguées sont inactivées immédiatement selon Mouchet et Bonnelye (1998). Hoöger et al. (2002) ont observé une lyse quasi complète des cellules de *M. aeruginosa* à une dose de 1 mg/L d'ozone, typique d'une préozonation. D'autres auteurs ont observé qu'une préoxydation libère le contenu intracellulaire (COD et absorbance UV254 nm), mais que ce contenu est immédiatement oxydé par l'ozone (Sukenic et al., 1987). La lyse cellulaire s'avère cependant plus importante avec une préoxydation au  $\text{Cl}_2$  et au  $\text{ClO}_2$  qu'avec l'ozone. En fait l'ozonation à des doses de 2,6 à 8,1 mg/L ne lysait pas l'ensemble des cellules alors qu'une préchloration à 10 mg/L les lysait toutes. Ces informations sont indicatives des tendances pour quelques espèces de cyanobactéries mais ne sont pas suffisantes pour conclure quant à l'effet de l'ozonation sur l'intégrité des cellules de cyanobactéries. La susceptibilité à la lyse est influencée par les espèces, leur état physiologique (phase de croissance) et les conditions d'oxydation (Pietsch et al., 2002).

**L'oxydation des toxines libérées** lors de la lyse répond aux cinétiques rapides établies pour les toxines dissoutes. Lorsqu'une suspension de cyanobactéries est préozonée, la libération des toxines sera régie par la vitesse de la lyse, alors que l'oxydation subséquente de ces toxines sera régie par le CT disponible à partir du moment où la lyse se produit. Or, la présence de cellules et la lyse du contenu cellulaire exercent une demande en ozone qui doit être prise en compte. Plusieurs des premières études publiées rapportent des degrés variables de lyse des cellules et d'oxydation des toxines en fonction d'une dose d'ozone appliquée, et non pas d'un CT disponible. De plus, ces essais sont généralement effectués avec des densités élevées de souches pures de cyanobactéries issues de culture cellulaire, ajoutées en très grandes concentrations à des eaux artificielles ou naturelles. Ainsi, Rosanito et al. (1998) ont observé une oxydation de 36 % de toxines lors de l'ozonation (3,7 mg/L) d'une culture de *M. aeruginosa* ( $1,63 \times 10^6$  cellules/mL).

Une telle concentration de cyanobactéries est extrêmement élevée et il est probable que la dose d’ozone appliquée était insuffisante pour maintenir un CT adéquat. En effet, Hart et al. (1998) ont démontré, par un essai de préozonation en eaux naturelles, qu’une fois la demande en ozone créée par la matière organique satisfaite, l’ozone a un impact sur la microcystine. Pour des dosages inférieurs, seule une lyse des cellules algales était observée. L’oxydation complète a été observée avec un dosage de 2 mg O<sub>3</sub>/L. Pietsch et al. (2002) arrivent aux mêmes conclusions en démontrant qu’avec une faible concentration d’ozone (0,3 mg/L), une lyse partielle des cellules et une oxydation incomplète des toxines se produisent.

L’ozonation à faible dose (0,5 mg/L) de concentrations élevées de *M aeruginosa* (1-5 X 10<sup>5</sup> cellules/mL) dans des eaux naturelles, réduit l’activité de cette cyanobactérie (pas de mesures de toxines) mais ne parvient pas à l’éliminer, alors qu’avec 1,5 mg/L il est possible d’éliminer les toxines (Hoëger et al., 2002). Deux références fournissent des résultats à l’échelle usine. La préozonation à très faible dosage (0,07 mg/L), combinée au charbon actif en poudre (20 mg/L), élimine plus de 98 % de faibles concentrations (63 ng/l) de MC-LR intracellulaire (70 %) et extracellulaire (30 %). Même à ces faibles concentrations d’ozone, plus de la moitié de la réduction est attribuée à l’ozonation. À l’usine de Lengg, qui dessert la ville de Zurich, les microcystines totales et la MC-LR (1,1 µg/L) ont été oxydées par la préozonation jusqu’à de très faibles concentrations (>20 ng/L), et les concentrations en sortie d’usine étaient sous les seuils de détection (Onstad et al., 2007).

L’examen des informations disponibles montre cependant qu’il y a des carences quant à la démonstration de l’impact de la préozonation sur la lyse des cyanobactéries et l’oxydation subséquente des toxines libérées. Une meilleure compréhension des facteurs affectant la susceptibilité à la lyse des cyanobactéries en présence de tous les oxydants (chlore, permanganate de potassium et ozone) est nécessaire. Une fois cet aspect mieux compris, il sera possible d’évaluer l’impact positif ou négatif lié de la préoxydation en comparant les pourcentages de lyse et d’oxydation comme montré par Daly et al. (2007). Des travaux sont d’ailleurs en cours en Europe, en Australie et à la Chaire CRSNG de l’École Polytechnique de Montréal pour apporter des éléments de réponse.

En absence de conclusions claires, l'enlèvement des cellules intactes avant l'ozonation semble être la voie à privilégier. Sinon, des concentrations plus élevées d'ozone seront nécessaires pour tenir compte de la demande en ozone et s'assurer du maintien du CT minimal nécessaire pour l'oxydation des toxines libérées par la lyse. L'augmentation possible de la concentration devant être appliquée devrait être prise en compte lors de la conception de l'usine. La réduction de la demande en ozone obtenue par un traitement en amont (i.e. enlèvement de la matière organique par coagulation) permettra aussi de minimiser la dose d'ozone, et par le fait même la formation éventuelle de sous-produits et les coûts d'opération. Dans le cas d'une eau à faible concentration de matière organique, les données actuelles indiquent qu'une préozonation est capable d'oxyder à la fois les cellules et les toxines subséquentement libérées.

### **6.3.2 Bioxyde de chlore**

Le bioxyde de chlore ( $\text{ClO}_2$ ) a peu ou pas d'impact sur les cyanotoxines utilisé à de faibles concentrations (0,25 mg/L après 30 minutes) (Carlile, 1994; Nicholson et al., 1994). Une diminution de la microcystine-LR extracellulaire à moins de 1  $\mu\text{g/L}$  a nécessité une concentration de 6 mg/L de bioxyde de chlore (Hart and Stott, 1993), soit une dose supérieure à la valeur maximale d'environ 1,4 mg/L qui peut être appliquée en eau potable tout en respectant la norme sur les chlorites (1,0 mg/L) (MDDEP 2005).

### **6.3.3 Peroxyde d'hydrogène**

Similairement au bioxyde de chlore, le peroxyde d'hydrogène est inefficace pour éliminer les microcystines. Drikas et al. (2001) rapportent une réduction de microcystine négligeable à une concentration de 2 mg/L. Même pour un dosage de 34 mg/L de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , Qiao et al. (2005) obtiennent un résultat semblable pour la MC-LR. Aucune étude n'a été recensée en ce qui concerne la performance du peroxyde d'hydrogène concernant l'anatoxine-a, la cylindrospermopsine ou la saxitoxine.

### **6.3.4 Chloration**

Le chlore est un oxydant efficace pour l'inactivation des microcystines, de la nodularine et de la cylindrospermopsine aux conditions typiques d'utilisation (désinfection) dans le traitement de l'eau potable. Le dosage requis pour maintenir une concentration résiduelle de 0,5 mg  $\text{Cl}_2/\text{L}$  après 30 minutes de temps de contact serait suffisant pour

inactiver ces toxines à un pH inférieur à 8 (Drikas et al., 2001a; Newcombe et Nicholson, 2004). Selon Acero et al. (2005), la concentration requise pour réduire de 2 logs la concentration du parasite *Giardia* permet de réduire les microcystines à <1 µg/L pour des pH entre 6 et 9. Le pH a cependant un effet sur l'oxydation des toxines, un faible pH favorise la dégradation des microcystines (Acero et al., 2005); un pH de 7 semble optimal pour la cylindrospermopsine (Rodriguez et al., 2007b) alors qu'un pH élevé (> 8-9) est préférable pour la saxitoxine (Newcombe et Nicholson, 2004). L'influence du pH sur l'oxydation des microcystines confirme la plus grande efficacité de l'acide hypochloreux (HOCl), comparativement aux hypochlorites (OCl<sup>-</sup>), présents en milieu plus alcalin (Nicholson et al. 1994). Il n'y a pas de différence significative de réactivité entre les principaux analogues de la microcystine (MC-LA, MC-LR et MC-RR) en eau ultra-pure (Acero et al. 2005). Dans une eau naturelle, des différences significatives sont observées et certaines formes de microcystines (MC-LA) sont plus difficiles à oxyder (Ho et al, 2006) selon les caractéristiques de l'eau. Cependant, l'influence de la matière organique naturelle semble être favorable et augmenter la cinétique d'oxydation des microcystines (Xagorarakis et al. 2006; Daly et al. 2007).

Le chlore n'est cependant pas un traitement efficace pour détruire l'anatoxine-a. Un enlèvement maximal de 8 % a été mesuré en eaux naturelles dopées suite à un dosage de 3 mg Cl<sub>2</sub>/L (Rodriguez et al. 2007b).

La préchloration ou la postchloration d'eaux chargées en cyanobactéries soulève les mêmes questions que la préozonation. La préoxydation permet d'optimiser l'abattement des cellules par la coagulation-clarification-filtration (von Sperling et al., 2008; Chen et Yeh, 2005; Mouchet et Bonnelye, 1998), ce qui est souhaitable. Certaines publications fournissent des éléments de réponse mais la plupart des essais ne documentent pas suffisamment la lyse et l'oxydation subséquente des toxines (Daly et al., 2007). La chloration lyse plus de 50 % des cellules de *M. aeruginosa* et libère les toxines qui peuvent se retrouver dans l'eau distribuée dès que le CT excède 2,1 mg.min/L. Les mesures effectuées à partir de *M. aeruginosa* ont montré que le relargage des toxines intracellulaires était supérieur au taux d'oxydation de la MC-LR. Un autre intérêt de cette étude est le fait que ces essais ont été effectués avec des cellules prélevées dans un réservoir. Les conclusions montrent que *M. aeruginosa* est plus sensible au chlore que des cellules algales de tous genres, et que la préchloration cause l'accumulation de

MC-LR extracellulaire. L'étude de Hart et al. (1998) démontre aussi que l'utilisation du chlore en prétraitement provoque la lyse des cellules mais également l'oxydation subséquente de la microcystine-LR dans des conditions typiques de traitement (1,5 mg/L, 30 minutes).

Tous ces auteurs concluent qu'il est préférable de procéder à la chloration après avoir effectué un traitement physico-chimique permettant d'enlever les cellules de cyanobactéries. Toutefois, une chloration intense, en accord avec la recommandation de Nicholson et al. (1994) de maintenir 0,5 mg/l pendant 30 minutes, est suffisante pour réduire MC-LR sous 1µg/L. Ces recommandations devraient être augmentées à 25 mg.min/L si la concentration de COD (carbone organique dissous) est élevée (>15 mg/L-C). Quoiqu'une telle valeur de COD apparaisse élevée, la lyse d'une biomasse abondante de cyanobactéries durant une prolifération pourrait représenter un tel apport de COD.

### **6.3.5 Rayonnement UV**

L'inactivation des toxines algales par le rayonnement UV a été étudié par plusieurs auteurs, mais les doses efficaces varient de 1 530 à 20 000 mJ/cm<sup>2</sup> (Tsuji et al., 1995; Chorus et Bartram, 1999; Hall et al., 2000; Newcombe et al., 2003), ce qui est très élevé considérant la concentration généralement utilisée en eau potable qui est de 40 mJ/cm<sup>2</sup>. L'utilisation de dioxyde de titane (TiO<sub>2</sub>) combiné au rayonnement UV est efficace contre les microcystines et la cylindrospermopsine (Feitz et al., 1999; Senogles et al., 2000; Shephard et al., 2002) mais ce traitement n'est pas encore accepté dans le traitement de l'eau potable (Newcombe et al., 2003).

### **6.3.6 Permanganate**

Le KMnO<sub>4</sub> est le plus souvent utilisé pour l'enlèvement du fer, du manganèse ainsi que pour l'enlèvement des algues et de leurs sous-produits odorants. Le permanganate est généralement ajouté à l'eau brute à des dosages de 0,1 à 2,5 mg/L pour maximiser son temps de réaction avec l'eau. Les concentrations pouvant être appliquées dépendent de la demande en permanganate qui varie selon la qualité de l'eau. L'objectif est de minimiser la concentration résiduelle de permanganate dans l'eau traitée pour éviter une

coloration rosée. Le  $\text{KMnO}_4$  est donc surtout utilisé en pré et en interoxydation, en amont d'une étape de filtration.

Le permanganate de potassium est un oxydant très efficace pour éliminer les microcystines et l'anatoxine-a sous forme dissoute et il est peu influencé par le pH (Rodriguez et al., 2007a). Par contre, sa réaction est très lente avec la cylindrospermopsine (Rodriguez et al., 2007b). Rodriguez et al. (2007a) ont trouvé qu'une concentration de 1,0 à 1,25 mg/L dans l'eau brute était suffisante pour diminuer la concentration de microcystines extracellulaires sous la limite de l'OMS (1  $\mu\text{g/L}$ ), dans une eau naturelle avec une faible demande en oxydant (COD de 6,7 mg/L), lorsque la concentration initiale de toxines (MC-LR, MC-RR et MC-YR) était de moins de 7,1  $\mu\text{g/L}$ . Par contre, une modeste réduction de 50 % des microcystines extracellulaires a été observée suite à l'application de 10 mg/L de  $\text{KMnO}_4$  à l'eau brute (soit une concentration très élevée) (Hall et al., 2000).

Les informations concernant son impact sur la lyse des algues et des cyanobactéries sont contradictoires.

- L'application de  $\text{KMnO}_4$  dans l'eau brute à des concentrations inférieures à 0,5 mg/L pendant 30 minutes cause une certaine lyse et le relargage de biopolymères par les algues (Petrusevski et al., 1996). Un dosage de 0,7 mg/L de  $\text{KMnO}_4$  dans une eau brute contenant la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* cause une augmentation des toxines extracellulaires (jusqu'à 0,7  $\mu\text{g/L}$  de MC-LR) après décantation et filtration (Pietsch et al, 2002). Contrairement à une préozonation, les toxines extracellulaires libérées sont moins bien éliminées par la préoxydation.
- Chen et Yeh (2005) constatent une absence de lyse de cyanobactéries (*Chodatella sp.*) pour des concentrations allant jusqu'à 3 mg/L. L'ajout de permanganate dans l'eau brute (>3 mg/L) favorise l'agglomération des cellules algales (Chen and Yeh, 2005) qui résulte en un meilleur enlèvement des toxines intracellulaires. Le  $\text{KMnO}_4$  est fréquemment utilisé pour le contrôle du manganèse dans les usines de la région d'Adélaïde. Les concentrations utilisées sont de moins de 0,5 mg/L de  $\text{KMnO}_4$  (communication personnelle Dr Gayle Newcombe). À ces concentrations, aucun effet n'a été observé sur des cellules d'*Anabaena circinalis*.

Il n'est donc pas clair que l'utilisation du permanganate de potassium en prétraitement peut oxyder les microcystines dissoutes sans lyser les cellules de cyanobactéries en amont d'un traitement conventionnel. Les dosages de permanganate utilisés à l'eau brute pour le contrôle du manganèse dans les eaux de surface sont généralement modestes, bien au-dessous du 1 mg/L recommandé par Rodriguez et al. (2007a). Les concentrations suffisantes pour réussir à oxyder les toxines libérées par une lyse sont plus élevés et posent le problème du contrôle du résiduel. Hall et al. (2000) recommandent de l'appliquer avant la filtration, de manière à contrôler la concentration de manganèse à l'eau filtrée, ce qui augmente en contrepartie les concentrations requises.

Les différences entre les études scientifiques sont importantes et indiquent bien la spécificité de chacun des cas évalués. Les caractéristiques de l'eau, la nature de la prolifération des cyanobactéries (espèce, souche et concentration) et les conditions de traitement (dosage, temps de contact et point d'injection) sont des variables à considérer pour prédire la performance du permanganate.

### **6.3.7 Oxydation avancée**

L'oxydation avancée réfère aux procédés qui utilisent l'action des radicaux hydroxyles. Ces derniers peuvent être générés par un traitement ozone/UV, ozone/peroxyde ou UV/peroxyde mais l'ozonation seule génère également des radicaux hydroxyles. Cependant, l'ajout de peroxyde d'hydrogène ou du rayonnement UV augmente la formation de radicaux hydroxyles par la décomposition de l'ozone moléculaire. Les constantes cinétiques de réaction sont relativement élevées ce qui démontre une forte réactivité des principales toxines (cylindrospermopsine, MC-LR et anatoxine), mais le faible pourcentage des radicaux qui s'attaque aux toxines (manque de spécificité) les rend inefficaces (Onstad et al., 2007). En fait, l'ozone est efficace parce qu'il réagit de façon sélective sur les groupements responsables de la toxicité des cyanotoxines (Hoeger et al., 2003, Onstad et al., 2007).

La combinaison peroxyde-UV permet la dégradation de la microcystine (Qiao et al., 2005) mais elle n'est cependant pas applicable dans le traitement de l'eau potable en raison des doses importantes requises (13,000 mJ/cm<sup>2</sup> et 34 mg/L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) (Qiao et al., 2005). Cette observation renforce la conclusion précédente à l'effet que les radicaux

hydroxyles ne sont pas les oxydants les plus efficaces pour permettre l'élimination des cyanotoxines. Quant à la réduction de cyanotoxines attribuable au peroxyde seul, elle est négligeable tel que discuté précédemment (Qiao et al., 2005; Drikas et al., 2001b).

En ce qui concerne la combinaison ozone-peroxyde, Drikas et al. (2001b) indique une performance légèrement supérieure à celle de l'ozone seul. Cependant, les conditions d'essais sont mal documentées et les très faibles dosages utilisés (0,02 mg/L) soulèvent des questions quant à la précision des résultats obtenus. Globalement, il n'y a donc pas d'évidence concluante dans la littérature quant à l'intérêt d'utiliser l'oxydation avancée pour le contrôle des toxines algales.

## **6.4 Adsorption**

### **6.4.1 Charbon actif en poudre (CAP)**

Plusieurs auteurs s'entendent pour dire que le charbon actif en poudre est efficace pour éliminer les cyanotoxines (Himberg et al., 1989; Nicholson et al., 1994; Bernazeau et al., 1995; Maatouk et al., 2002). Cependant, les concentrations requises sont élevées, environ 20 à 30 mg/L pour réduire de 90 à 99 % les toxines présentes à des concentrations de quelques microgrammes par litre dans l'eau brute (Keijola et al., 1988; Hart et Stott, 1993b). Avec certains CAP, Mouchet et Bonnelye (1998) ont mesuré un enlèvement de 90 % de microcystines et d'anatoxine-a avec une concentration de 11 mg/L. De manière générale, les charbons mésoporeux (2-50 nm) sont les plus efficaces pour enlever les microcystines (Donati et al., 1994; Newcombe et Nicholson, 2004). L'adsorption varie considérablement en fonction de la cyanotoxine et du type de charbon (Newcombe et Nicholson, 2004; Mouchet et Bonnelye, 1998). Le charbon à base de bois (végétal) semble le plus efficace pour l'adsorption des cyanotoxines (Donati et al., 1994; Newcombe, 2002). L'efficacité de ce charbon serait également moins influencée par la matière organique naturelle que les charbons à base minérale. Les hypothèses proposées par Donati et al. (1994) pour expliquer cela sont le plus grand nombre de mésopores (moins de compétition) et la structure régulière du charbon de bois qui éviterait le blocage des pores par des grosses molécules organiques. Bien que le CAP soit considéré comme un procédé efficace, il est important de noter que la microcystine-LA est très difficilement adsorbable par le CAP, ce qui rend impraticable ce traitement en présence de cette forme (Cook et Newcombe, 2002b).

La microcystine-LR est la forme la plus répandue dans les écosystèmes. En France par exemple, la microcystine-LA n'a pas été détectée (AFSSA et AFSSET, 2006) et elle ne fait pas partie des variantes analysées au Québec (Robert et al., 2005).

Un temps de contact suffisant est nécessaire afin que le CAP puisse agir efficacement et adsorber les cyanotoxines. Le dosage à l'eau brute est idéal si le temps avant l'enlèvement du CAP par la coagulation est suffisant. Un compromis acceptable est l'utilisation de CAP peu de temps après l'étape de la coagulation, de manière à minimiser l'interférence avec la matière organique mais cependant assurer l'incorporation du CAP dans le floc pour assurer son enlèvement (European Commission, 2005). L'accumulation de CAP dans les décanteurs à lit de boues offre l'avantage d'augmenter le temps de contact et la concentration de CAP (European Commission, 2005). Cependant, ce type de décanteurs pourrait également favoriser la lyse des cellules algales, tel que discuté à la section 6.2.1.

Le CAP peut également être utilisé en amont de membranes de microfiltration ou d'ultrafiltration. Dans le cas de dosages élevés de CAP, la fréquence requise de lavage pourrait être très élevée (European Commission, 2005).

Le charbon actif en poudre apparaît donc comme une solution potentielle de traitement. Cependant, les concentrations requises excèdent les pratiques actuelles au Québec (typiquement moins de 10 mg/L). De plus, la très vaste majorité des installations au Québec utilisent des charbons à base minérale plutôt que végétale pour des raisons économiques. Finalement, le choix du CAP est souvent effectué en fonction de son efficacité pour l'élimination des goûts et des odeurs (géosmine, MIB etc.). Le CAP n'apparaît pas le meilleur choix pour l'élimination des toxines.

#### **6.4.2 Charbon actif granulaire (CAG)**

Le charbon actif granulaire peut être utilisé en mode adsorption ou en mode biologique une fois les capacités d'adsorption épuisées. Le mode biologique est souvent précédé d'ozone pour favoriser la biodégradabilité de la matière organique. La filtration biologique sera présentée à la section 6.4.3. En mode adsorption, Newcombe et Nicholson (2004) ont démontré le passage de microcystines à travers le filtre après seulement un mois d'utilisation. D'autres essais pilotes en colonnes d'adsorption ont

démontré des durées de vie du charbon de 11 à 80 jours (Hart et Stott, 1993), selon le type de charbon, le temps de contact et la concentration initiale de toxines. Dans les essais pilotes de Bernazeau et al. (1995), 90 % des microcystines ont été enlevées jusqu'à un volume filtré de 7 000 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> de charbon (temps de contact en fût vide de 7,5 minutes).

La quantité de matière organique joue un rôle majeur dans la durée de vie et l'efficacité d'adsorption du charbon (Hitzfeld et al., 2000). Considérant les interférences liées à la présence de matière organique naturelle, cette stratégie de traitement semble surtout applicable pour des installations avec des eaux faiblement colorées (ou adéquatement prétraitées) dont les objectifs de réduction ne sont pas trop ambitieux (e.g. 50-75 %).

### **6.4.3 Biodégradation**

Le mécanisme qui vient compenser pour la baisse d'adsorption est la biodégradation tel que mentionné par plusieurs auteurs (Fawell et al., 1993; Lambert et al., 1996; Drikas et al., 2001a). L'étude de (Newcombe et Nicholson, 2004) démontre que le changement du mode adsorption au mode biodégradation dans un filtre au CAG s'effectue en 16 jours. La biodégradation des microcystines en milieu naturel est bien établie mais elle est relativement lente (Jones and Orr, 1994; Tsuji et al., 1994). Il est donc souhaitable d'effectuer et même d'accélérer cette biodégradation dans un procédé biologique. La biodégradation est typiquement obtenue en filtrant des eaux à travers un matériau filtrant composé de sable et/ou de charbon actif granulaire (CAG) dont les capacités d'adsorption sont épuisées. Le sable ou le charbon actif servent alors essentiellement de support pour la biomasse bactérienne. La nature sporadique de la présence des toxines liées aux proliférations pourraient nuire à l'établissement d'une biomasse bactérienne capable de dégrader rapidement les toxines. Comme pour tous les traitements biologiques alimentés de façon sporadique par un substrat, il est important de minimiser la période de latence avant qu'une biomasse adéquate soit établie pour qu'une dégradation efficace puisse être effectuée. Il faut considérer la mise en route du filtre biologique, soit la période d'ensemencement, et la réactivation de ce filtre lors de l'arrivée saisonnière des cyanotoxines. Des études fournissent des renseignements sur ces deux aspects ainsi que sur l'impact des facteurs importants comme la température et les caractéristiques du matériau.

Pour les eaux avec une historique de prolifération de cyanobactéries, l'enlèvement des microcystines par la filtration biologique serait efficace dès l'apparition des toxines, indiquant que les micro-organismes nécessaires à la dégradation seraient déjà présents dans le filtre (Heresztyn and Nicholson, 1997; Rapala et al., 1994). Une courte période de latence (0-5 jours) est généralement nécessaire pour atteindre une biodégradation complète par des filtres à sable lors d'un nouvel épisode de cyanotoxines (Ho et al., 2007). La durée d'acclimatation d'un filtre à charbon stérile varie de seize jours à un mois (Wang et al., 2007; Newcombe et al., 2003) alors que la période « d'ensemencement » des filtres à sable (0,83 mm dia) non colonisés est plus courte mais elle augmente rapidement (4 à 26 jours) lorsque la température diminue de 20 à 10 °C (Ho et al., 2007). D'autres auteurs rapportent des périodes de latence de sept mois pour un sable plus grossier (1-1,4 mm dia.) (Wang et al., 2007). L'impact de la température est marqué et la biodégradation est beaucoup plus faible lorsque la température diminue sous 25 °C (Wang et al., 2007).

Le temps de contact en fût vide (temps de contact entre le charbon et l'eau) est le paramètre clé utilisé pour concevoir des filtres biologiques. Les valeurs typiques varient de 5 à 20 minutes. Les conclusions quant au temps de contact requis pour obtenir une biodégradation complète des microcystines varient considérablement et dépendent notamment de la granulométrie du matériau filtrant. Des filtres à sable fin préalablement ensemencés et de très court temps de contact en fût vide (environ 4 minutes) peuvent complètement dégrader la microcystine LR et LA (Ho et al., 2006).

Quelques espèces de bactéries communes (telles que celles du genre *Sphingomonas*) ont été identifiées comme étant capables de biodégrader les microcystines. À l'aide de méthodes de détection génétique par PCR (polymerase chain reaction), il est possible de vérifier la présence de ces bactéries dans les différentes sources d'eau ainsi que dans les filtres pour déterminer leur capacité à dégrader les microcystines (CRC, 2007).

Finalement, il est important de mentionner que la biodégradation des microcystines ou d'autres cyanotoxines, comme la cylindrospermopsine, n'a pas généré de sous-produits toxiques (Ho et al., 2007; Smith et al., 2007), contrairement aux saxitoxines qui engendrent des sous-produits beaucoup plus toxiques suite à une filtration biologique (Kayal et al., 2008).

## 6.5 Évaluation de l'élimination des cyanotoxines extracellulaires par les traitements jugés efficaces

Sur la base de la revue de littérature, une présélection des traitements a été effectuée pour ne cibler que ceux qui sont documentés comme efficaces pour le l'élimination des cyanotoxines extracellulaires. Ces procédés sont :

1. la chloration;
2. l'ozonation;
3. le permanganate de potassium;
4. le charbon actif en poudre.

Les procédés de filtration membranaires haute pression n'ont pas été considérés en raison du fait qu'ils sont très peu utilisés au Québec. Les prochaines sections décrivent la méthodologie utilisée pour calculer la performance de chacun des procédés susmentionnés.

### 6.5.1 Ozone

Tel que décrit précédemment, l'ozone est très efficace pour l'oxydation des microcystines et de l'anatoxine-a. À partir des constantes cinétiques d'oxydation publiées dans Rodriguez et al., (2007c), leur élimination théorique a été calculée selon l'équation 1. L'oxydation des toxines suit l'équation 1 dans laquelle  $k_{app}$  représente la constante cinétique,  $CT$  représente la concentration d'ozone x temps de contact et  $[toxine/toxine_o]$  représente la diminution des toxines. Le concept de CT est largement utilisé dans le domaine de la désinfection et constitue une information relativement facile à obtenir pour une installation donnée puisque les exploitants sont tenus, pour chaque période de quatre heures, d'archiver les informations nécessaires à son calcul. Le CT intégral décrit l'exposition d'une eau à un oxydant selon l'équation 2.

$$\text{Eq. 1: } \ln \left[ \frac{\text{toxine}}{\text{toxine}_o} \right] = -k_{app} CT$$

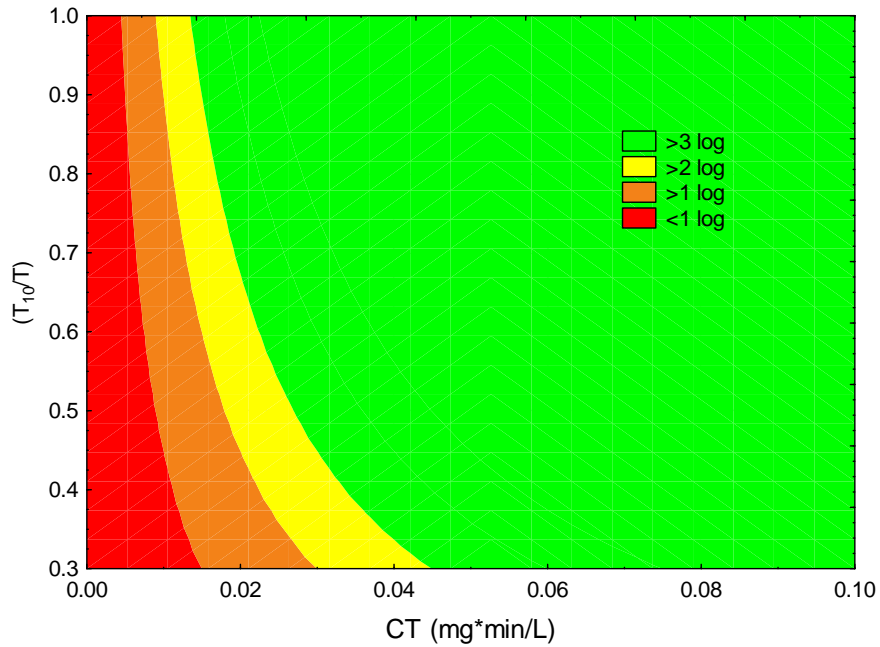
$$\text{Eq 2: } CT = \int_0^t [\text{oxydant}] dt$$

La concentration (C) normalement utilisée dans le calcul du CT est la concentration résiduelle de désinfectant à la sortie du bassin de traitement. Par ailleurs, l'efficacité

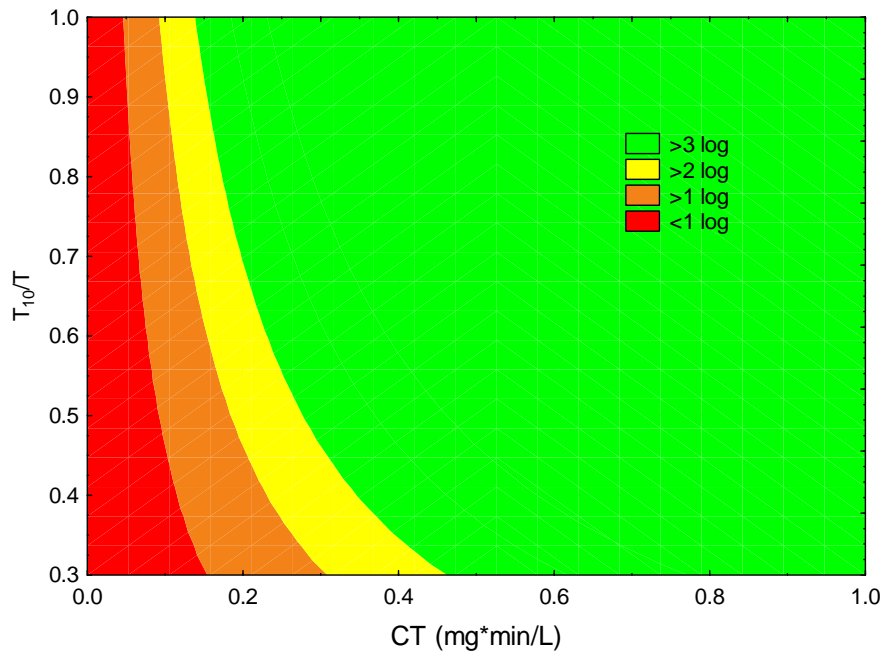
hydraulique ( $T_{10}/T$ ) dans le bassin de contact est également un facteur qui influence l'enlèvement des toxines. L'efficacité hydraulique caractérise le degré de court-circuitage possible de l'eau dans le bassin. L'efficacité hydraulique ultime ( $T_{10}/T = 1$ ) est une conduite car il n'y a pas de raccourci entre l'entrée et la sortie. Typiquement, les efficacités hydrauliques rencontrées en installation se situent entre 0,2 et 0,7. L'efficacité hydraulique a été considérée dans les calculs d'enlèvement de toxines de chaque usine en multipliant le CT par le facteur  $T_{10}/T$ .

La figure 3 montre les logs d'enlèvement de microcystines obtenus par l'ozone alors que la figure 4 concerne l'anatoxine-a. L'enlèvement de l'anatoxine est influencé par le pH, mais elle varie peu entre des pH de 6 et 8. Lorsque l'ozonation est utilisée pour l'inactivation du parasite *Giardia*, le CT requis en eau chaude (20 °C) est de 0,25 mg\*min/L pour 1 log d'inactivation. La concentration utilisée pour obtenir ce CT offrirait plus d'un log d'enlèvement d'anatoxine-a. Tout comme l'inactivation des parasites, l'oxydation des toxines est ralentie en eau froide. La dose requise pour inactiver *Giardia* est doublée pour chaque baisse de température de 10 °C alors que la cinétique de l'ozone vis-à-vis la microcystine est d'environ 1,4 fois inférieure seulement pour une baisse de température équivalente (Shawwa et Smith, 2001). L'élimination des microcystines pourrait donc pouvoir être maintenue en eau froide puisque un CT élevé est plus facile à maintenir (plus long temps de contact et de la plus grande rémanence de l'ozone à basse température).

**En conditions normales d'opération (désinfection), l'ozone devrait être suffisant pour réduire les concentrations de microcystines et d'anatoxine-a sous les limites de détection avec des enlèvement de plus de 2 logs.**



**Figure 3 :** Logs d'enlèvement de microcystine-LR par l'ozone en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique du bassin de contact pour une température de 20 °C



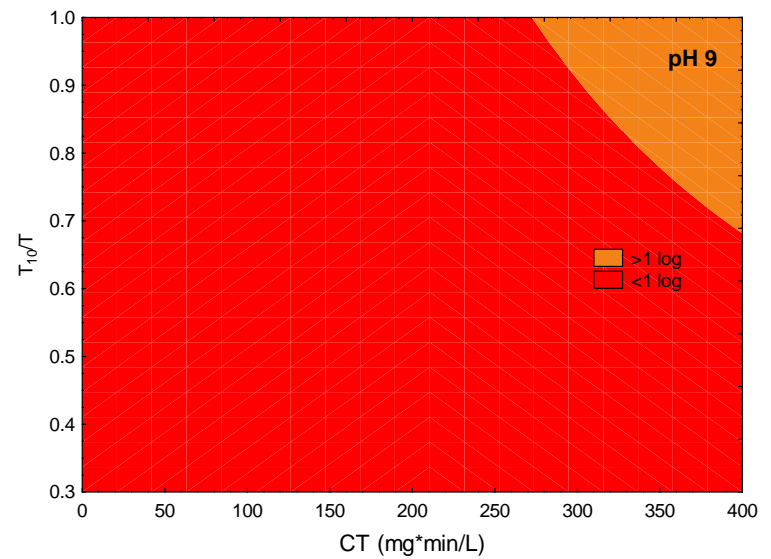
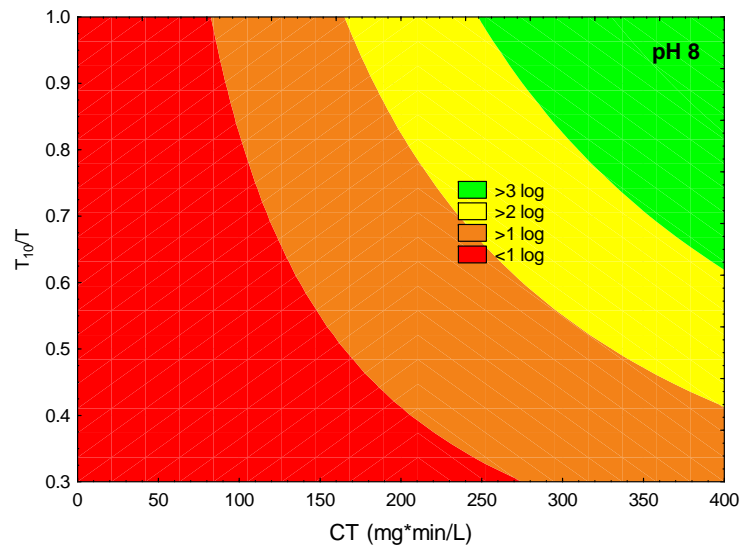
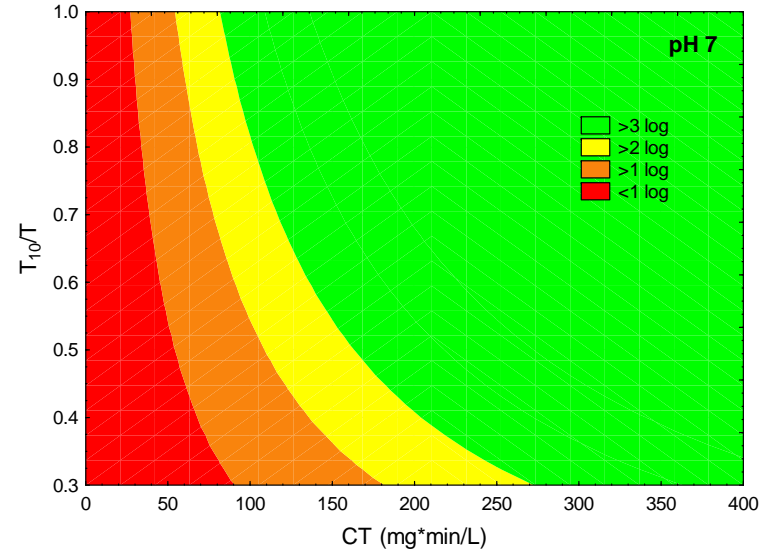
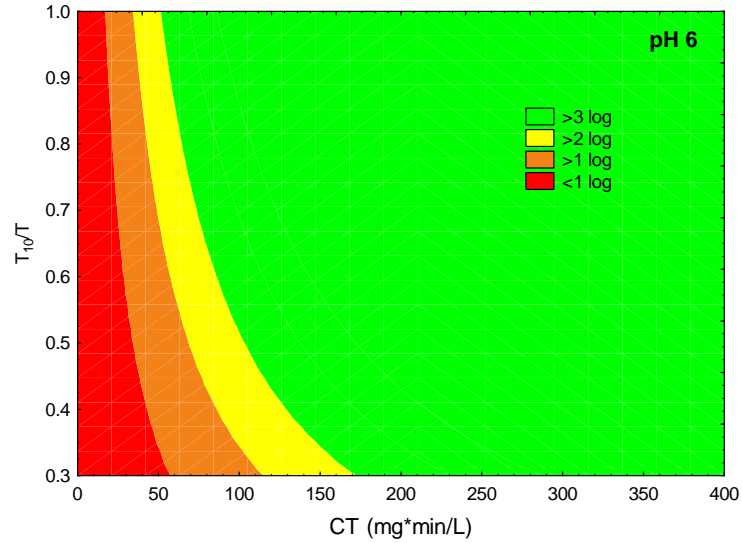
**Figure 4 :** Logs d'enlèvement d'anatoxine-a par l'ozone en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique du bassin de contact pour une température de 20 °C (pH>7)

## 6.5.2 Chlore

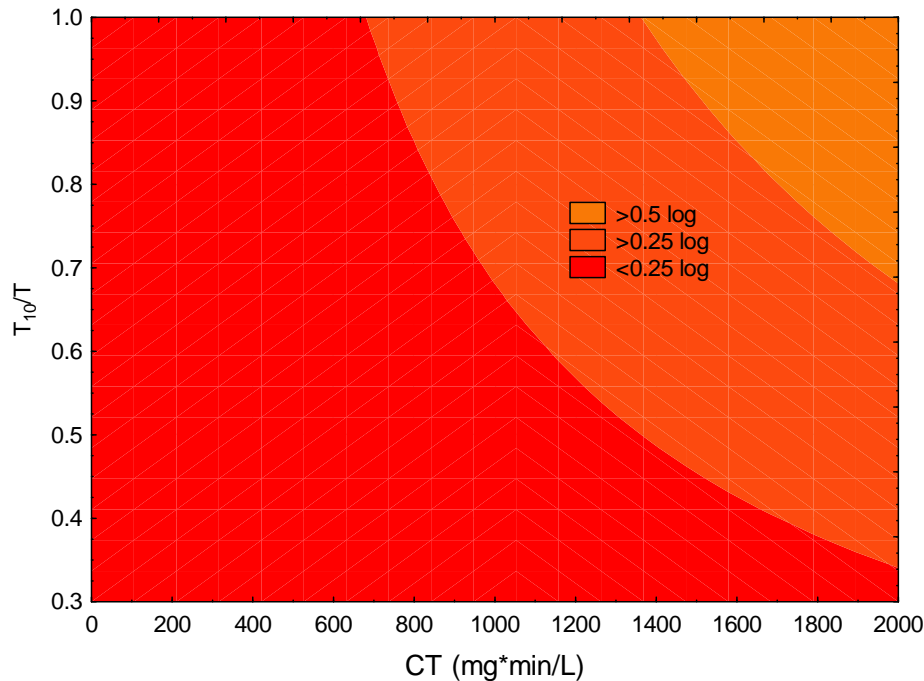
Tel que précisé précédemment, la chloration peut être efficace pour éliminer la microcystine mais beaucoup moins pour l'anatoxine-a. À partir des cinétiques d'oxydation publiées dans Rodriguez et al., (2007c) et de l'équation 1, l'enlèvement de ces cyanotoxines a été calculé en fonction des CT (concentration résiduelle x temps de contact) disponibles dans les installations de traitement de l'eau potable. Le pH a une influence considérable sur la cinétique d'oxydation des microcystines par le chlore et c'est pourquoi la figure 5 est présentée pour quatre pH, variant de 6 à 9. L'efficacité est plus importante à pH acide, en raison de la prédominance de l'acide hypochloreux (HOCl) dans ces conditions. L'acide hypochloreux est un oxydant plus puissant que les hypochlorites.

Les CT requis pour *Giardia* sont considérablement plus faibles que les CT requis pour oxyder les microcystines (environ 25 mg\*min/L pour 1 log d'inactivation de *Giardia* à 20 °C) mais il n'est pas rare d'avoir des CT supérieurs en usine. Avec un réservoir d'eau traitée de quatre heures (efficacité hydraulique moyenne de 0,6) et un chlore résiduel en sortie de 0,5 mg/L, une installation aurait un CT de 120 mg\*min/L, ce qui offre entre 1 et 3 logs de réduction de microcystines selon le pH de l'eau.

En ce qui concerne l'anatoxine-a, la figure 6 confirme que le chlore est très peu efficace. Moins de 0,25 log d'enlèvement peut être atteint avec des conditions standards de chloration (CT < 500 mg.min/L).



**Figure 5 :** Logs d'enlèvement de microcystine-LR par le chlore en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C et des pH variant de 6 à 9



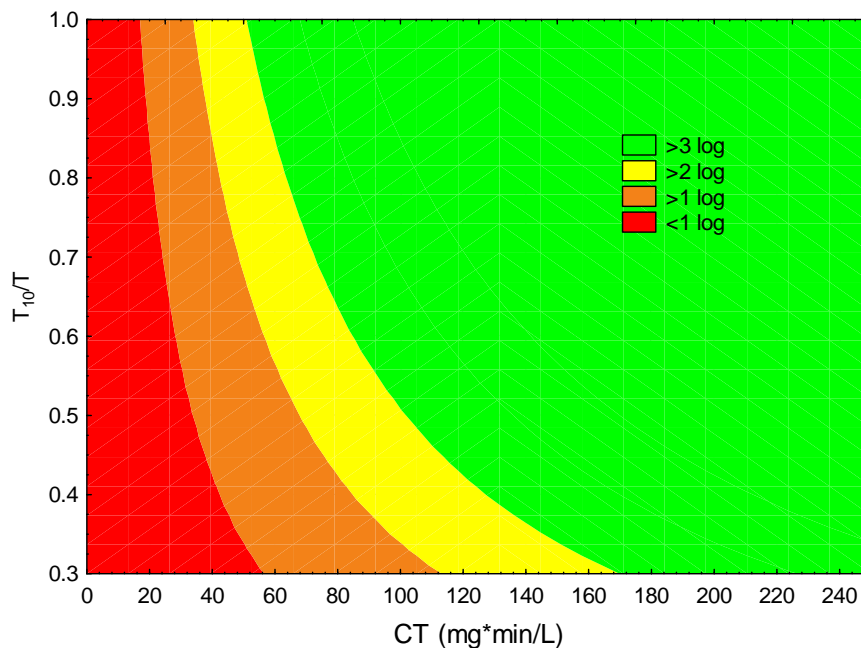
**Figure 6 : Logs d'enlèvement d'anatoxine-a par le chlore en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C**

### 6.5.3 Permanganate de potassium

D'après la littérature, le permanganate de potassium est efficace pour l'oxydation de microcystine et de l'anatoxine-a. Son utilisation peut cependant engendrer certains problèmes en raison de l'ajout de manganèse ( $KMnO_4$ ), lequel doit être éliminé avant la distribution en raison des problèmes esthétiques qu'il entraîne (eau noire). De plus, le permanganate produit une coloration rosâtre perceptible à de très faibles concentrations (<0,05 mg/L). Le point d'injection (avant une étape de filtration) et la concentration doivent donc être considérés avec soin.

Suivant le même principe qu'avec le chlore et l'ozone, l'inactivation théorique de ces toxines a été calculée en fonction des CT à partir des cinétiques d'oxydation publiées dans Rodriguez et al., (2007c). La figure 7 montre les inactivations pour la microcystine-LR et la figure 8 pour l'anatoxine-a (pour des pH de 6 à 8). Contrairement au chlore, le pH n'influence pas la performance du permanganate. La dose requise pour obtenir 1 log de réduction de MC-LR est d'environ 20 mg\*min/L, mais elle est environ 40 fois moindre pour l'anatoxine-a. En raison des très faibles CT requis, le permanganate pourrait être

intéressant pour éliminer l'anatoxine-a, à condition que la conception tienne compte des problèmes potentiels d'eau rose ou de manganèse à l'eau traitée. Le manganèse représentant environ 35 % du poids du  $\text{KMnO}_4$ . Une concentration de l'ordre 0,15 mg/L ( $\text{KMnO}_4$ ) ajoute environ 0,05 mg/L de manganèse, soit la recommandation de Santé Canada (Santé Canada 2006). Une concentration supérieure peut cependant être utilisée en autant qu'un procédé de coagulation-décantation-filtration puisse retenir l'oxyde de manganèse formé.

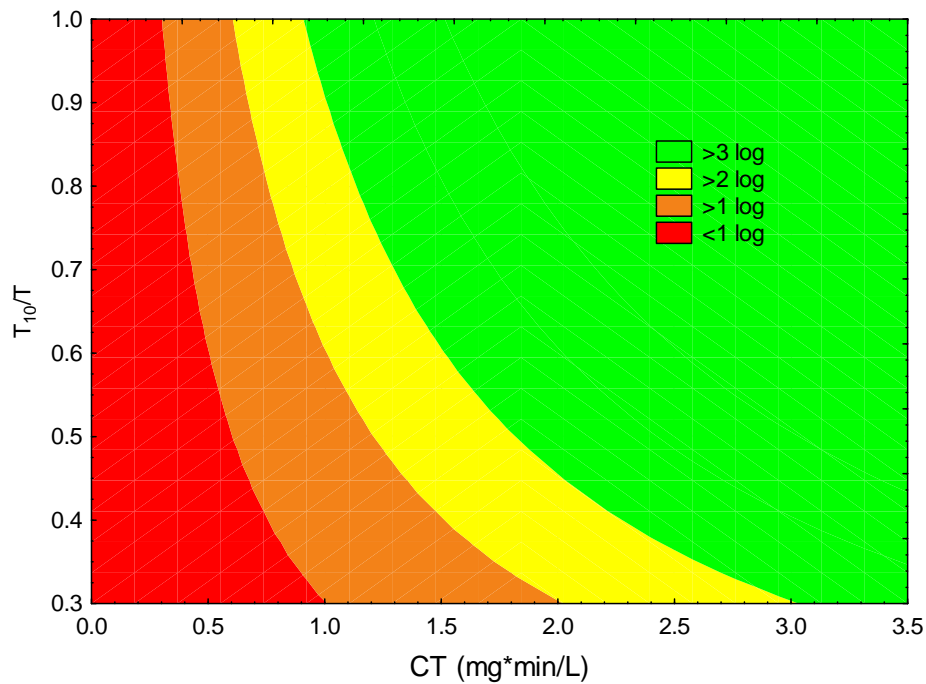


**Figure 7 : Logs d'enlèvement de microcystine-LR par le permanganate de potassium en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C**

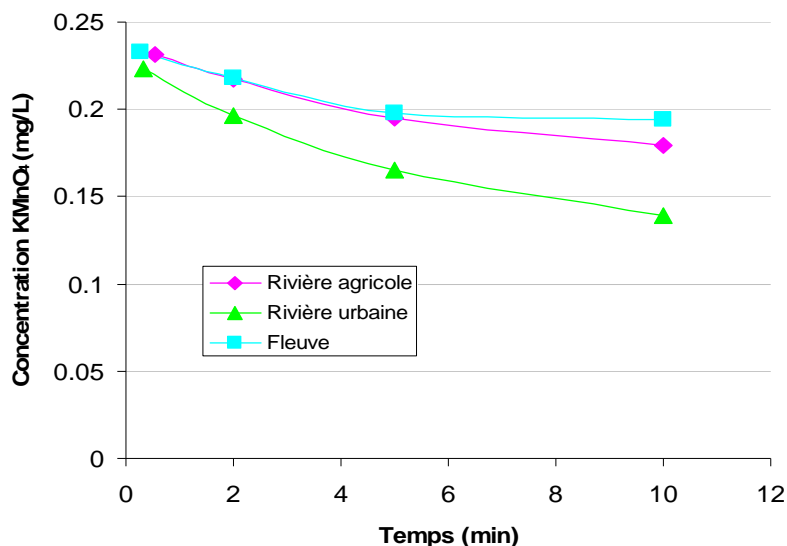
Pour les besoins de ce rapport, la décroissance de permanganate à l'eau décantée ou filtrée de trois types d'eau a été évaluée pour une concentration initiale de 0,25 mg/L de  $\text{KMnO}_4$  (figure 9). Considérant la persistance observée et une dose de 0,1 mg/L, il devrait être possible d'atteindre des CT de l'ordre de 0,5 à 1 mg\*min/L si le permanganate est dosé à l'eau décantée. De telles valeurs de CT permettent plus d'un logs de réduction de l'anatoxine-a. L'utilisation du permanganate pour réduire les concentrations de microcystines requiert cependant une application plus importante, avant la filtration de manière à retenir le manganèse oxydé. La mise en œuvre de cette

solution demanderait des investigations plus approfondies pour s'assurer de la faisabilité (pas de problème d'eau rose ou d'oxydation à l'eau distribuée).

**Le recours au  $\text{KMnO}_4$  pour éliminer l'anatoxine-a semble être une alternative envisageable alors que le traitement des microcystines présente certaines contraintes qui limitent son application (eau rose si résiduel de  $\text{KMnO}_4$ , eau noire lors de l'oxydation du manganèse).**



**Figure 8 : Logs d'enlèvement d'anatoxine-a par le permanganate de potassium en fonction du CT et de l'efficacité hydraulique ( $T_{10}/T$ ) du bassin de contact pour une température de 20 °C**

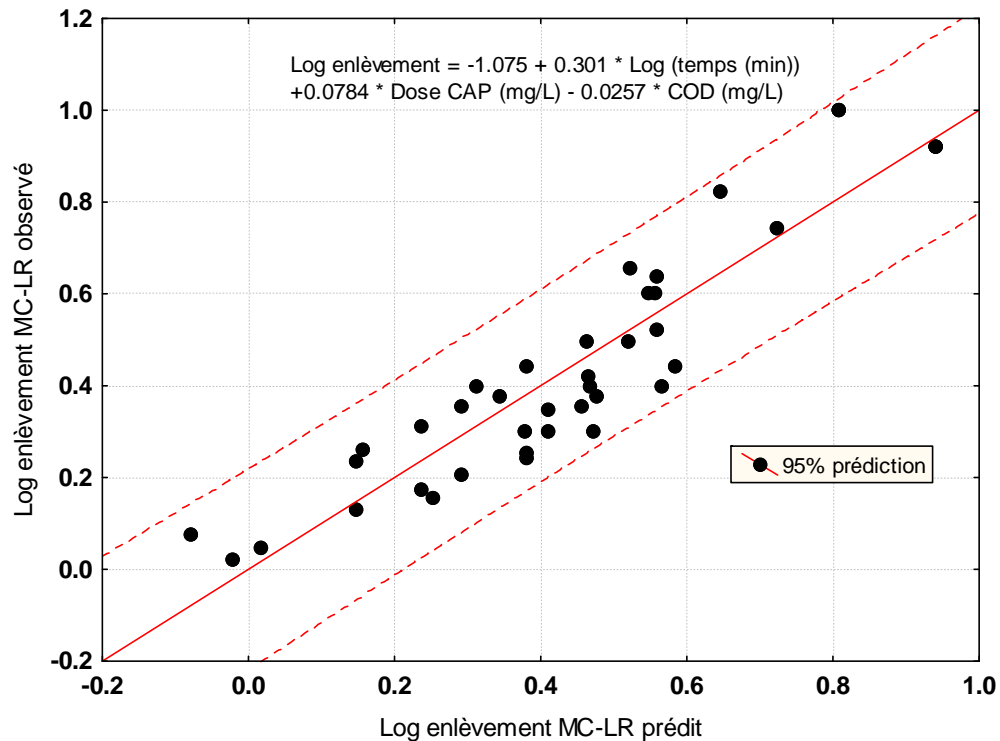


**Figure 9 :** Décroissance du permanganate de potassium à l'eau décantée ou filtrée de trois installations en eau de surface au Québec (fleuve, rivière urbaine, rivière agricole). Dose : 0,25 mg/L  $\text{KMnO}_4$ , T 22 °C

#### 6.5.4 Charbon actif en poudre

Tel que présenté dans la revue de littérature, le charbon actif en poudre (CAP) est reconnu comme un procédé efficace pour enlever des toxines algales. Il y a cependant beaucoup de variabilité dans l'efficacité des différents types de charbons. De manière générale, le CAP à base de bois est reconnu comme étant supérieur pour l'enlèvement des toxines (Donati et al., 1994; Newcombe, 2002). D'ailleurs, plus de travaux de recherche ont été menés avec ce type de charbon. Par contre, Mouchet et Bonnelye (1998) ont identifié certains charbons à base minérale comme étant efficaces (Chemviron F400, Chemviron RB). Dans cette étude, le dosage de charbon « moins efficace » était environ **5 fois** supérieur pour un enlèvement de toxines équivalent. Plusieurs autres facteurs influencent l'efficacité du charbon, notamment le temps de contact et la concentration en matière organique en compétition avec les toxines pour les sites d'adsorption. À partir des données publiées dans la littérature (Cook et Newcombe, 2002a; Cook et Newcombe, 2002b; European Commission, 2005; Mouchet et Bonnelye, 1998) pour les charbons efficaces, la relation présentée à la figure 10 a été développée. Dans l'évaluation de l'efficacité des installations québécoises utilisant le CAP, nous avons posé l'hypothèse qu'ils utilisent un charbon efficace pour l'enlèvement

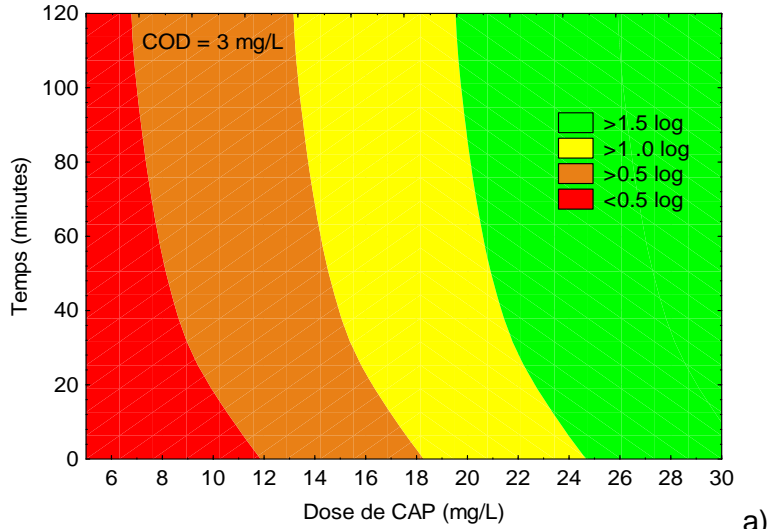
des toxines. Une étude devrait cependant être faite de manière à vérifier la véracité de cette hypothèse pour les charbons couramment utilisés au Québec.



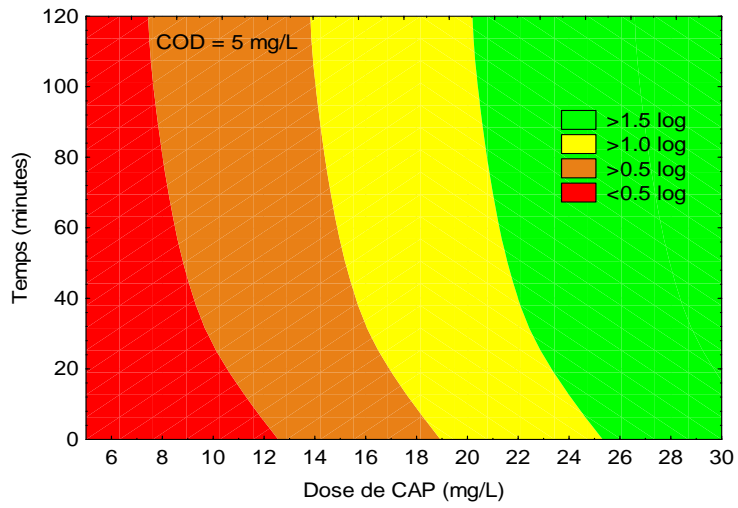
**Figure 10 : Logs d'enlèvement de la microcystine-LR par les charbons actifs en poudre considérés comme efficaces**

À l'aide de cette relation, il est possible d'évaluer le log d'enlèvement de la microcystine-LR en connaissant la concentration de carbone organique dissous de l'eau traitée (COD), la dose de CAP appliquée et le temps de contact du CAP avec l'eau. La cylindrospermopsine et les saxitoxines les plus toxiques (Newcombe et al., 2002) de même que l'anatoxine-a (Mouchet et Bonnelye, 1998) semblent adsorbées de manière équivalente à la MC-LR. Seule la microcystine-LA est moins bien enlevée que les autres (Cook et Newcombe, 2002b; Drikas et al., 2001b). La microcystine-LR est cependant la variante la plus répandue dans les écosystèmes. En France par exemple, la microcystine-LA n'a pas été détectée (AFSSA et AFSSET, 2006). Elle ne fait pas non plus partie des variantes analysées au Québec (Robert et al., 2005). Il sera donc considéré pour les besoins du présent projet que les enlèvements calculés soient valides pour l'ensemble des toxines algales.

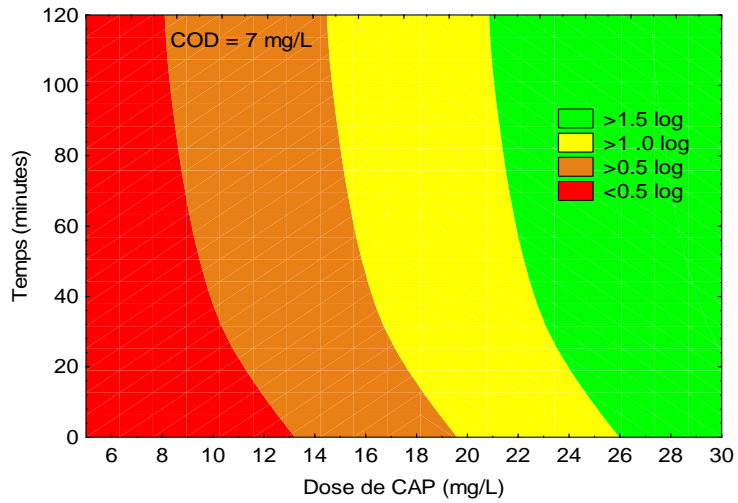
L'enlèvement de cyanotoxines a été calculé pour une eau avec un COD de 3, 5 et 7 mg/L en fonction de la dose de CAP et du temps de contact (figure 11); tel qu'illustré, le COD a un faible impact sur l'enlèvement global. Cette figure permet aussi d'évaluer les conditions d'application requise pour obtenir l'enlèvement souhaité de cyanotoxines.



a)



b)



c)

**Figure 11 : Logs d'enlèvement de cyanotoxines par le charbon actif en poudre (CAP) en fonction de la dose appliquée (mg/L) et du temps de contact (minutes)**



## 7 Vulnérabilité des installations québécoises de traitement des eaux potables aux proliférations de cyanobactéries toxiques

---

La vulnérabilité d'une installation de production d'eau potable dépend principalement de deux variables : (i) la qualité de l'eau l'approvisionnant et (ii) la performance globale de la filière de traitement en place. Une analyse de vulnérabilité nécessite donc de superposer des scénarios de contamination des eaux brutes (avant traitement) à des chaînes de traitement plus ou moins sophistiquées.

**Scénarios d'occurrence** : Trois scénarios de contamination par des cyanotoxines ont été considérés dans ce rapport et sont présentés au tableau 2 de la section 5.1.4. De manière générale, les barrières physiques telles que la décantation et la filtration permettent d'enlever la majorité des cellules de cyanobactéries. Les procédés permettant d'enlever physiquement les cellules de cyanobactéries représentent donc une barrière de protection importante pour les installations de traitement. Par contre, il est toujours possible que les cyanotoxines soient libérées dans la source (mortalité naturelle ou provoquée par l'épandage d'algicide), raison pour laquelle les toxines extracellulaires, plus difficiles à enlever, ont été considérées pour la présente analyse de vulnérabilité. Ce choix est d'autant plus justifié que la littérature scientifique indique que les toxines extracellulaires représentent une fraction significative des toxines totales mesurées dans les eaux naturelles, soit de l'ordre 30 % (Tsuji et al., 1996; Maatouk et al., 2002; Chorus et al., 2000). Toutefois, cette hypothèse ne prend pas en compte l'accumulation et le relargage subséquent dans différents procédés de traitement de l'usine qui accumulent des cellules de cyanobactéries.

**Performances des installations de traitement** : Pour caractériser la performance des traitements, l'approche retenue a consisté à calculer la performance théorique d'un échantillon (N=29) d'installations de traitement qui s'approvisionnent en eau de surface au Québec (N=284). Les exploitants de ces ouvrages de traitement ont été contactés afin de recueillir les informations techniques nécessaires au calcul de l'enlèvement des toxines par leur chaîne spécifique de traitement. Cette approche est justifiée par le fait que la performance de certains procédés dépend des conditions spécifiques de traitement utilisées (dosage en chlore, en charbon actif ou temps de contact, par

exemple). Seuls les traitements considérés efficaces pour éliminer les toxines extracellulaires ont été considérés, soit les traitements par oxydation (ozone, chlore et permanganate) et les traitements par adsorption (charbon actif en poudre).

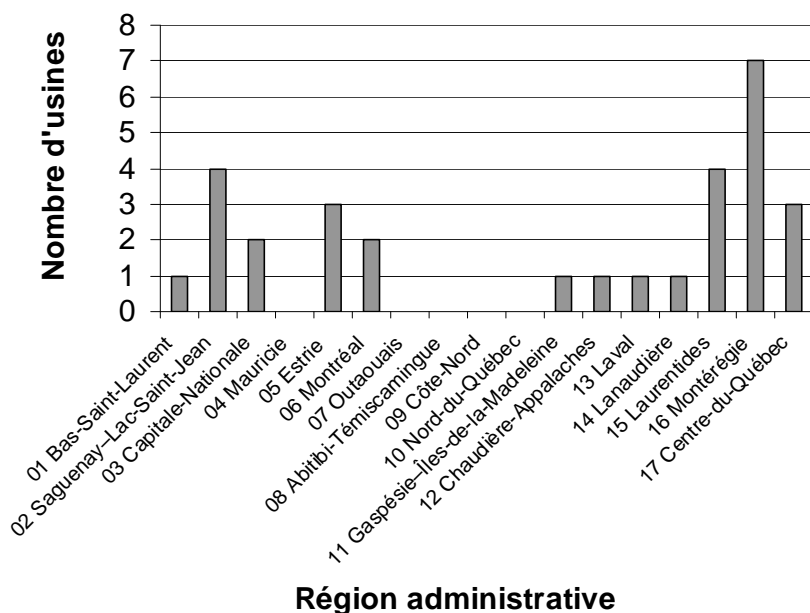
### **7.1 Sélection des installations participantes**

La problématique des cyanotoxines concerne spécifiquement les installations alimentées en eau de surface, soit 284 installations au Québec selon le registre du MDDEP. Dans le cadre de ce projet, un sous-ensemble de ces installations a été choisi de manière à représenter :

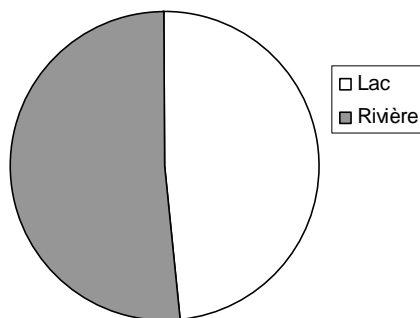
1. les principales régions affectées par les cyanobactéries : Laurentides, Lanaudière, Montérégie, Estrie, Centre du Québec, Québec, Saguenay-Lac-Saint-Jean, Charlevoix et Chaudière-Appalaches;
2. les traitements efficaces contre les cyanotoxines (ozone, CAP, etc);
3. la source d'approvisionnement (rivières et lacs).

Un questionnaire a été préparé afin de synthétiser l'information nécessaire à l'analyse de performance d'une installation donnée. Ce questionnaire (annexe B) a été complété par 29 installations, soit environ 10 % du nombre total d'installations de traitement d'eau potable s'alimentant en eau de surface au Québec.

La figure 12 présente la répartition de ces 29 installations selon les régions administratives du Québec. On remarquera que les régions ne sont pas toutes représentées mais les plus touchées le sont. Parmi les 29 installations retenues, 15 sont approvisionnées à partir d'un lac et 14 autres à partir d'une rivière (figure 13).



**Figure 12 : Répartition des installations sélectionnées pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries en fonction des régions administratives du Québec**



**Figure 13 : Répartition des installations sélectionnées pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries en fonction de la source d'eau**

Les types traitements utilisés dans ces installations sont présentés au tableau 4. Toutes (29) ont une chloration, la filtration est utilisée dans 26 usines (dont 3 ont une filtration biologique), 7 ont une ozonation, 5 utilisent du permanganate de potassium et, finalement, 11 ont recours au charbon actif en poudre (CAP). Cet échantillonnage

d'installations ne représente toutefois pas les proportions réelles de chaque traitement dans les installations québécoises (tableau 4) mais était nécessaire afin de pouvoir évaluer de manière significative l'efficacité des différents traitements.

**Tableau 4 : Traitements utilisés dans les installations retenues pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries et dans l'ensemble des installations en eau de surface du Québec**

Traitements	Échantillon de cette étude		Stations du Québec	
	N	%	N	%
Total	29	100%	284	100%
Chlore	29	100%	276	97%
Ozone	8	28%	42	15%
CAP	11	38%	32	11%
KMnO4	5	17%	5	2%
Filtration	26	90%	136	48%
Filtration biologique	3	10%	9	3%

## 7.2 Performance des procédés unitaires de traitement

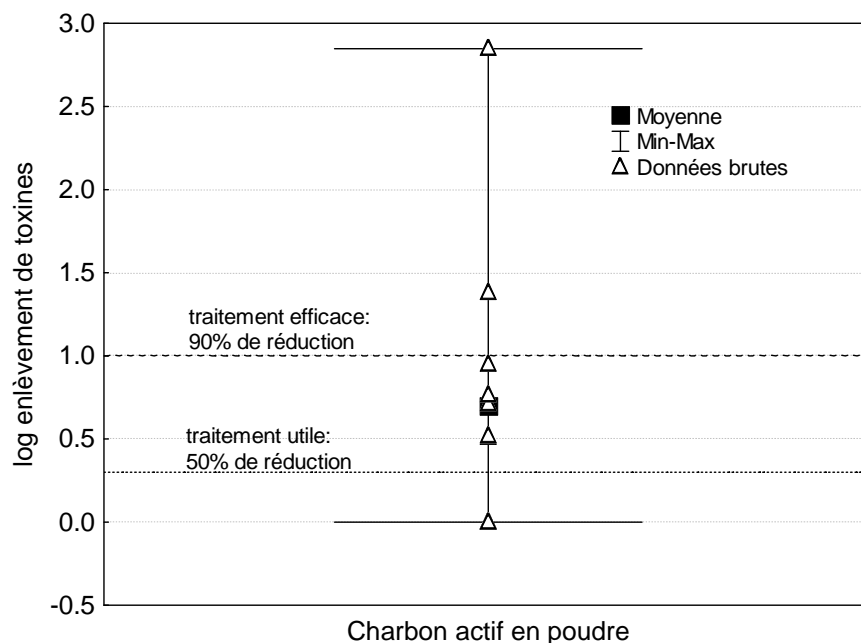
### 7.2.1 Évaluation de l'efficacité des procédés d'adsorption

L'efficacité **potentielle** des onze installations utilisant le charbon actif en poudre (CAP) a été calculée à l'aide de la relation développée à la section 6 et présentée à la figure 11. Tel que mentionné à la section 6, aucune distinction n'est faite entre les types de toxines.

Globalement, les enlèvements calculés varient de 0 à 2,8 logs. Les réductions moyennes et médianes sont de 0,72 et 0,52 log, respectivement. L'analyse révèle que les conditions d'exploitation de quatre installations n'assurent aucune réduction de toxines, malgré l'utilisation de CAP, car leur capacité de dosage est inférieure à 10 mg/L. De plus, la concentration en matière organique naturelle de ces eaux est considérable (>6 mg C/L). Les installations obtenant un enlèvement d'au moins 50 % de toxines (ou 0,3 log) sont équipées pour injecter 15 mg/L et plus de CAP. Il est à noter que les concentrations maximales de CAP avec les équipements en place ont été utilisées dans le calcul et ne représentent pas les dosages usuels.

**Les dosages utilisés en usines sont généralement de l'ordre de 5 mg/L, ce qui a peu d'impact sur l'enlèvement des toxines.** De plus, les calculs ont été faits pour des charbons « efficaces » selon la littérature. Tel que discuté à la section 6.6.4, le type de charbon (minéral vs végétal) peut influencer son efficacité, les charbons à base végétale étant réputés plus performants. Or, ces charbons sont généralement plus coûteux que les charbons à base minérale. Il serait donc important de valider l'efficacité des charbons utilisés dans les installations québécoises, puisqu'ils sont généralement choisis sur une base monétaire plutôt qu'à partir de tests d'efficacité.

Tel qu'illustré à la figure 14 et à l'exception des quatre installations mentionnées plus haut, les installations étudiées sont en mesure d'obtenir théoriquement entre 50 et 90 % d'enlèvement des toxines par l'application de CAP. L'installation ayant l'enlèvement le plus important est en mesure d'utiliser 45 mg/L de CAP d'après la capacité de ses équipements, mais ce dosage élevé serait possiblement limité par la turbidité de l'eau produite. Il n'est pas certain que ce dosage soit réellement applicable sans que des impacts indirects se répercutent sur les autres étapes de traitement (décantation-filtration).

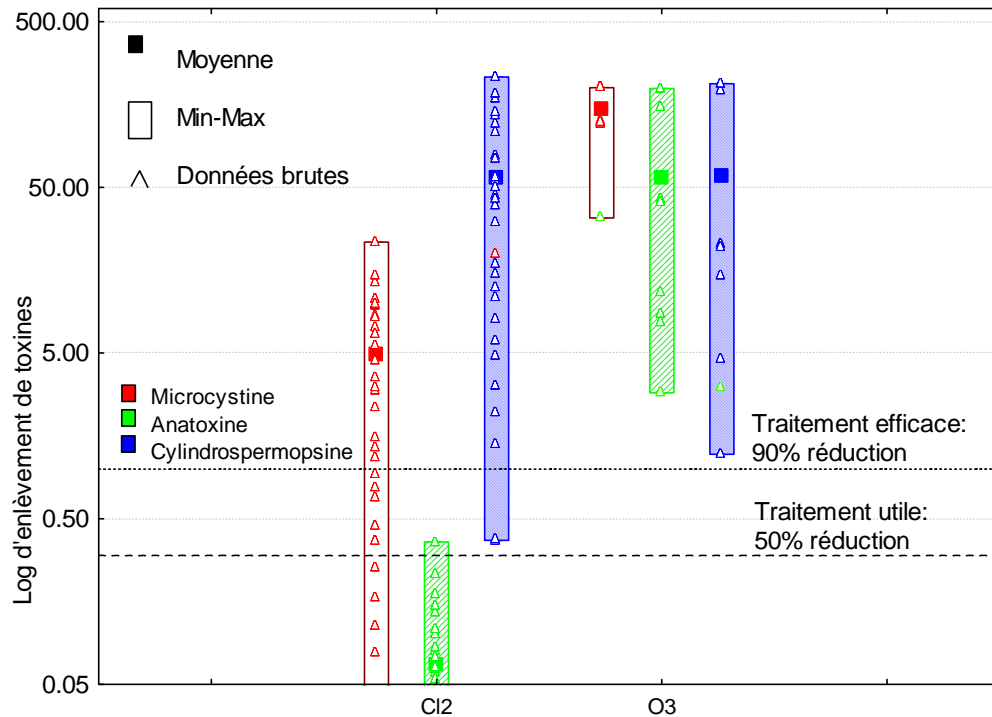


**Figure 14 : Logs d'enlèvement de cyanotoxines potentiellement atteints par les installations utilisant le charbon actif en poudre**

### 7.2.2 Évaluation de l'efficacité des procédés d'oxydation

Parmi les oxydants, le chlore, l'ozone et le permanganate de potassium ont une efficacité reconnue contre les toxines algales. Cependant, seuls le chlore et l'ozone ont été considérés dans la présente analyse. Le permanganate de potassium n'a pas été considéré en raison du nombre insuffisant de données disponibles pour prédire adéquatement sa performance. En effet, cet oxydant est généralement utilisé dans l'eau brute sans qu'il y ait de points de mesure de sa concentration résiduelle en aval dans le traitement. Par exemple, trois installations sur cinq visaient un résiduel nul à l'entrée des filtres. Or, la connaissance de la concentration résiduelle est nécessaire pour prédire la performance d'un oxydant à éliminer les toxines algales. À notre avis, la stratégie de contrôle de cet oxydant devrait être revue dans les installations utilisant le  $\text{KMnO}_4$  pour le contrôle des toxines afin de permettre l'évaluation de sa performance. De plus, l'utilisation du permanganate de potassium pour le contrôle des cyanobactéries est remise en question par les intervenants de la santé publique au Québec (communication personnelle, Denis Gauvin, Institut national de santé publique du Québec).

La figure 15 montre les logs d'enlèvement théoriques (à 20 °C) de toxines par l'ozonation et la chloration pour la microcystine, l'anatoxine-a et la cylindrospermopsine. On constate que toutes les installations utilisant l'ozonation peuvent atteindre plus de 90 % (1 log) d'enlèvement de microcystine, d'anatoxine-a et de cylindrospermopsine. En raison de limitations mathématiques, l'enlèvement maximum considéré a été de 200 logs. La moyenne des installations atteint 50 logs d'enlèvement, ce qui représente une barrière théorique considérable. En pratique, l'hydraulique des bassins ferait cependant en sorte que l'enlèvement serait moins important. Par contre, cette méthode de calcul est conservatrice pour des enlèvements allant jusqu'à 5 logs.



**Figure 15 : Logs d'enlèvement de toxines algales calculés pour les traitements de chloration et d'ozonation**

En ce qui concerne le chlore, tel que mentionné dans les sections précédentes, l'anatoxine n'est que partiellement enlevée : seulement une installation auraient plus de 50 % de réduction (0,3 log) de cette toxine. Par contre, le chlore est efficace dans 78 % des installations pour réduire les microcystines. La moyenne des installations obtient plus de 5 logs de réduction (99,999 %) et seulement cinq installations obtiennent moins d'un log (90 %). La variabilité des résultats souligne les grandes différences quant aux conditions de chloration des installations étudiées. Certaines installations ont plusieurs heures de temps de contact alors que d'autres injectent le chlore uniquement à l'entrée du réseau et vérifient sa concentration quelques minutes plus tard. La cylindrospermopsine étant plus facilement enlevée que la microcystine par le chlore, les enlèvements calculés sont tous supérieurs à 50 %.

### 7.3 Vulnérabilité des 29 installations étudiées en fonction des scénarios d'occurrence

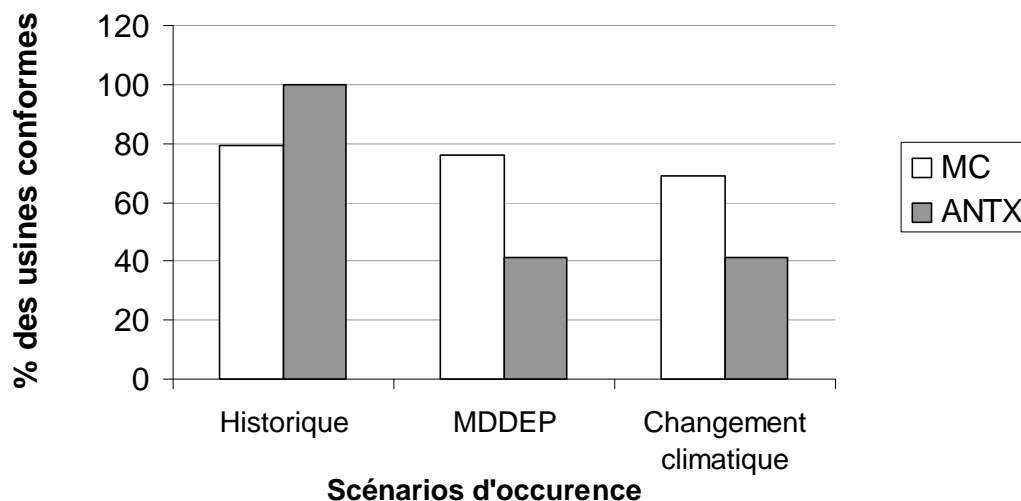
La performance des installations sélectionnées a été évaluée pour l'ensemble de leur filière de traitement en fonction des trois scénarios d'occurrence de toxines présentés à la section 5. Afin de calculer les performances d'une filière, les conditions réelles de dosage d'oxydant ont été utilisées alors qu'en ce qui concerne le CAP, les conditions maximales de dosage ont été considérées. Effectivement, en ce qui concerne le CAP, l'utilisation des conditions réelles de dosage aurait résulté en une efficacité négligeable. Cette approche est également justifiée par le fait qu'il est plus difficile d'augmenter les conditions d'oxydation (CT) d'une installation alors que le dosage de CAP est principalement limité par la capacité du doseur en place. De manière à pouvoir généraliser à l'ensemble des installations québécoises les résultats obtenus dans le sous-ensemble étudié, l'efficacité des traitements unitaires a été calculé (tableau 5). Par exemple, dans l'ensemble test, l'ozone à elle seule permettait aux usines qui en disposent de traiter l'anatoxine pour les trois scénarios d'occurrence. L'ozone permet donc à 100 % des usines qui l'utilisent de rencontrer la norme d'anatoxine. Pour ce qui est du CAP, à lui seul, il permettait à 45 % des usines de l'ensemble test qui l'utilisent de rencontrer la norme de MC-LR lors du scénario historique. Il a donc été considéré plus loin dans l'extrapolation aux autres usines que le CAP permet à 45 % des usines d'être conformes au scénario historique.

**Tableau 5 : Efficacité des traitements unitaires (ozonation, chloration et charbon actif en poudre) des 29 stations étudiées**

Toxine	Scénario	Efficacité des traitements unitaires (%)		
		O <sub>3</sub>	Cl <sub>2</sub>	CAP
MC-LR	Historique	100	76	45
	MDDEP	100	62	18
	Changements climatiques	100	55	9
ANTX	Historique	100	100	100
	MDDEP	100	0	45
	Changements climatiques	100	0	45

Le pourcentage de conformité des installations étudiées est présenté à la figure 16. Contrairement au tableau 5, les chaînes de traitement complètes des installations de l'ensemble test sont considérées dans les calculs de conformité. Pour le scénario historique (i.e. la concentration de toxines la plus élevée enregistrée au Québec à ce jour), environ 80 % des installations étudiées devraient pouvoir atteindre la concentration résiduelle de 1,5 µg/L de microcystine-LR recommandée par l'INSPQ. Fait important à noter, les installations en mesure de traiter les concentrations historiques pourraient également traiter des concentrations beaucoup plus élevées (telles que celles considérées dans le scénario de changements climatiques).

En ce qui concerne l'anatoxine, étant donné que la concentration maximale mesurée au Québec à ce jour (2,3 µg/L) est inférieure à la valeur guide de l'INSPQ (3,7 µg/L), 100 % des installations sont conformes pour le scénario historique. En considérant cependant des concentrations plus élevées de toxines (scénarios MDDEP ou changements climatiques), il est prévu que seules les installations ayant des traitements efficaces contre l'anatoxine (ozone et CAP dans une certaine mesure) rencontrent la valeur guide de l'INSPQ à l'eau traitée. Dans l'ensemble test, l'un et/ou l'autre de ces traitements ont permis à 41 % des installations étudiées de se conformer.



**Figure 16 :** Conformité des installations sélectionnées pour l'évaluation de la vulnérabilité face aux proliférations de cyanobactéries pour les trois scénarios d'occurrence définis [MC : Microcystine - ANTX : Anatoxine]

## 7.4 Vulnérabilité des installations québécoises en fonction des scénarios d'occurrence

De manière à pouvoir généraliser ces résultats à l'ensemble des installations en eau de surface du Québec, une synthèse des traitements de l'eau potable des 284 installations en eau de surface a été réalisée. Ces informations nous ont été transmises par le MDDEP.

Dans un deuxième temps, à partir de la performance de traitement des installations sélectionnées (tableau 5), le pourcentage de conformité de chaque filière de traitement a été évalué pour les trois scénarios d'occurrence de toxines à l'eau brute (historique, MDDEP et changements climatiques). Par exemple, si la chloration seule a permis de rendre conforme 75 % des usines du sous-ensemble (tableau 5), il a été considéré que 75 % des usines du Québec ayant une simple chloration le seraient également. Le résultat de cette analyse est présenté aux figures 17 (microcystines) et 18 (anatoxine-a). Le permanganate de potassium n'a pas été considéré dans l'analyse puisque sa performance n'a pu être établie en raison de l'absence de mesure de concentration résiduelle de permanganate, essentielle au calcul de CT. De plus, seules cinq usines au Québec utilisaient le  $KMnO_4$  et elles faisaient partie du sous-ensemble étudié.

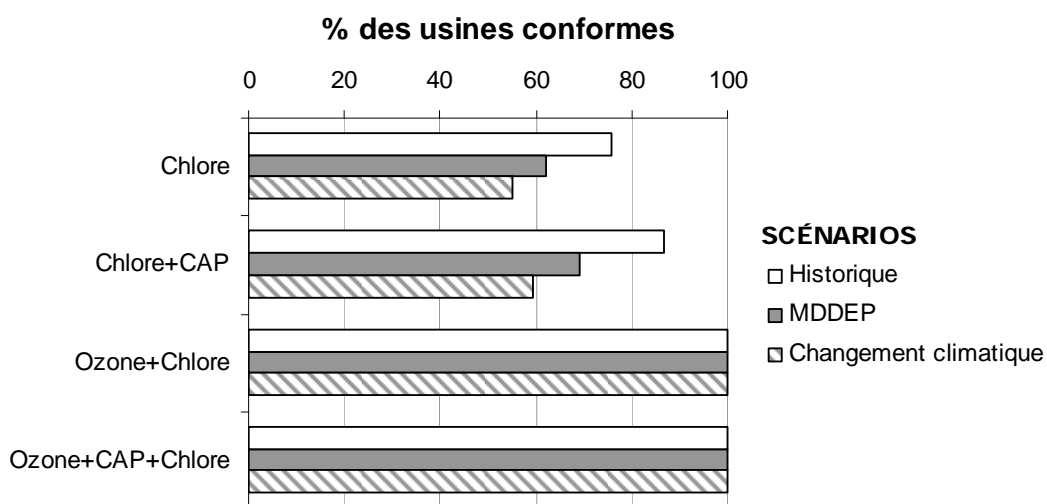
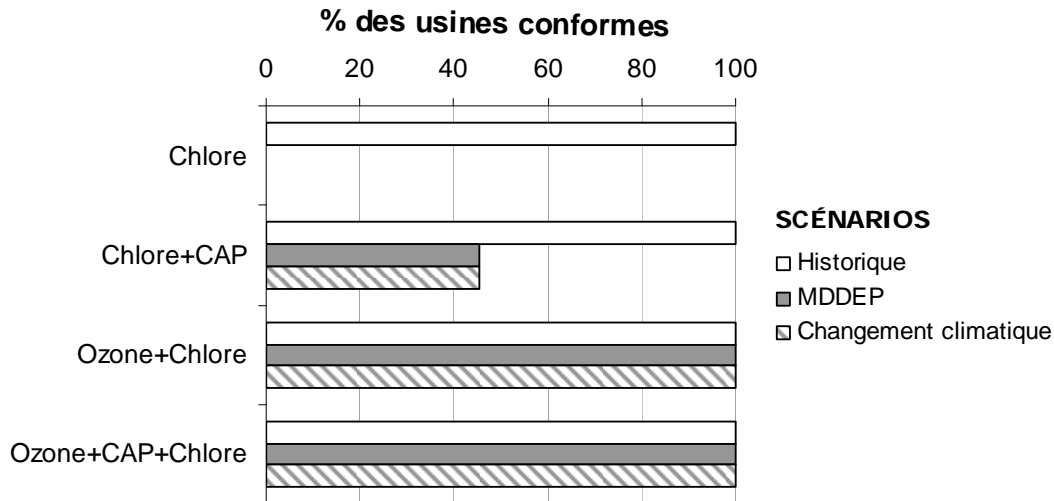


Figure 17 : Conformité des filières de traitement en fonction des scénarios d'occurrence des microcystines

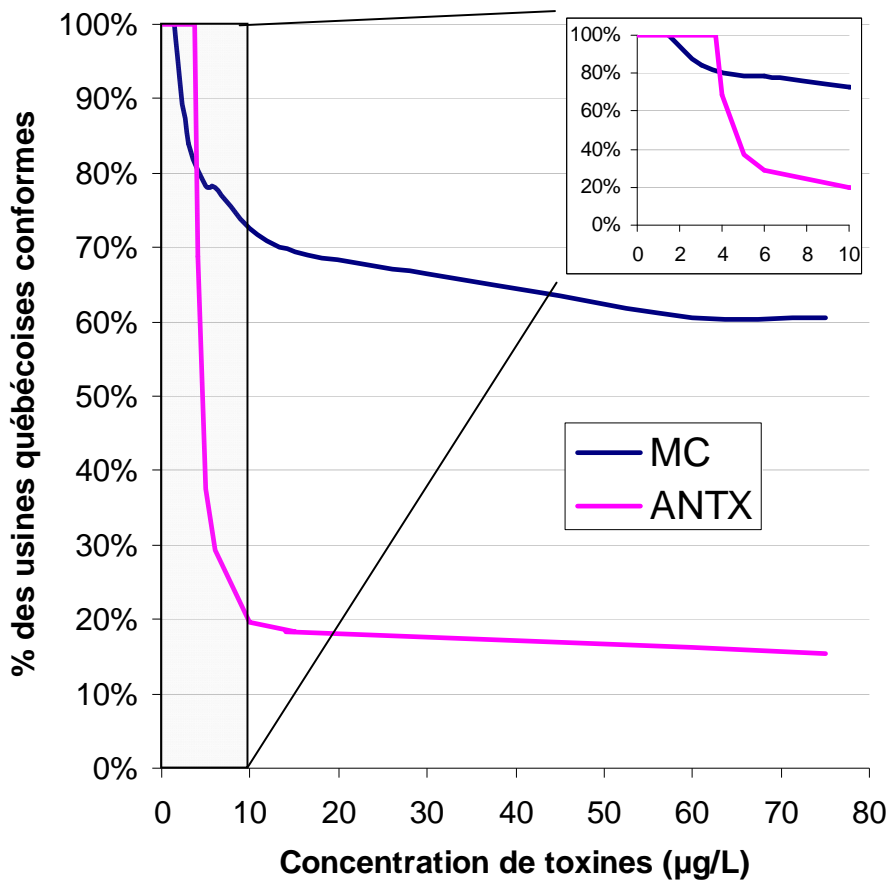


**Figure 18 : Conformité des filières de traitement en fonction des scénarios d'occurrence de l'anatoxine**

Tel que présenté à la figure 17, toute filière avec de l'ozone est assurée d'être conforme pour les concentrations résiduelles permises de microcystines. La chloration seule est suffisante pour assurer la conformité de 55 % des installations considérant le scénario de changements climatiques (figure 17). L'amélioration des pratiques de chloration afin de rencontrer les critères de désinfection en vigueur serait probablement suffisante dans bien des cas pour rendre les installations conformes. Quant à l'application de CAP, elle permet d'augmenter la réduction obtenue par le chlore de quelques pourcents (de 4 à 11 %). En ce qui concerne l'efficacité des filières de traitement pour l'anatoxine (figure 18), la principale différence se retrouve avec l'emploi de la chloration, cette dernière ne permettant pas la destruction de l'anatoxine. Dans ce cas, l'application de CAP permet à certaines installations (45 %) d'être conforme selon leur capacité maximale de dosage et les caractéristiques de leur eau brute.

En considérant les traitements utilisés dans l'ensemble des installations québécoises (tableau 6) et la performance des différentes filières (figures 17 et 18), la figure 19 présente la conformité globale des installations québécoises pour le traitement des cyanotoxines. Le principal constat est que la concentration de toxines dans l'eau brute influence très peu la conformité des installations face aux microcystines. Les traitements présentement utilisés seraient en mesure, dans la majorité des cas, de traiter des concentrations supérieures de cyanotoxines dans l'eau brute.

En ce qui concerne la microcystine, l'optimisation des conditions de chloration permettrait d'augmenter le pourcentage de conformité. En ce qui a trait à l'anatoxine-a, le taux élevé de conformité au scénario historique (100 %) est dû uniquement au fait que la concentration maximale rapportée à ce jour (2,3 µg/L) est inférieure à la recommandation (3,7 µg/L) de l'INSPQ. Sans aucun traitement, toutes les installations sont donc conformes. Par contre, un fort pourcentage d'installations (>60 %) ne serait pas en mesure de traiter l'anatoxine-a au-delà de la recommandation, en raison de l'inefficacité de la chloration. L'ozone, le CAP ou le permanganate de potassium seraient alors des options de traitement à considérer afin d'accroître le pourcentage de conformité.



**Figure 19 : Conformité des installations québécoises par rapport aux recommandations de concentrations acceptables de microcystine-LR (MC) et d'anatoxine-a (ANTX), en fonction de la concentration de toxines dans l'eau brute**

## 8 Conclusion

---

Dans un contexte de changements climatiques, la littérature scientifique prévoit une croissance accrue des cyanobactéries, une influence sur la production de cyanotoxines ainsi que des modifications quant à la composition des populations de cyanobactéries. Les effets précis pour le Québec sont cependant impossibles à prévoir mais aucune étude actuelle ne laisse entrevoir une situation catastrophique.

La fréquence de détection des cyanobactéries dans les eaux de surface a augmenté significativement au cours des dernières années au Québec et cette problématique a attiré l'attention des médias et de la population. Puisque les cyanotoxines représentent un risque pour la santé, il est important de vérifier la capacité d'élimination de ces toxines par les installations de production d'eau potable, afin de mieux connaître les risques potentiels liés à la consommation d'eau. Une telle évaluation est nécessaire dans la condition actuelle mais est également pertinente dans la perspective d'une intensification de l'occurrence des cyanobactéries toxiques en lien avec le phénomène des changements climatiques.

Afin de mener à bien cet objectif, une revue de littérature au sujet de l'occurrence et du traitement des cyanotoxines a tout d'abord été effectuée. Par la suite, à l'aide de ces informations, la capacité de traitement des installations québécoises a été évaluée pour trois scénarios de contamination :

1. le scénario historique : concentration maximale de cyanotoxines enregistrée au Québec à ce jour;
2. le scénario MDDEP : concentration maximale compte tenu des pourcentages de réduction suggérés par le MDDEP;
3. le scénario changements climatiques : concentrations importantes de cyanotoxines observées ailleurs dans le monde dans une source d'eau potable.

Dans tous les cas, les concentrations maximales visées à l'eau traitée étaient celles suggérées provisoirement par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), soit 1,5 µg/L de microcystine-LR et 3.7 µg/L d'anatoxine-a.

## **Efficacité des traitements**

Contrôler le risque lié à la présence de cyanotoxines dans l'eau potable est tout à fait possible en utilisant des procédés existants. La revue de la littérature scientifique a démontré que plusieurs traitements sont efficaces contre les cyanotoxines extracellulaires. Celles-ci ont été ciblées durant la présente étude car elles représentent un plus grand défi de traitement que les toxines intracellulaires qui peuvent être enlevées par une barrière physique (i.e. décantation, filtration), traitement qui retient les cyanobactéries et les cyanotoxines qu'elles contiennent. Pour éliminer les toxines extracellulaires, l'ozone est sans contredit le traitement le plus efficace, tant pour les microcystines, que pour l'anatoxine-a et la cylindrospermopsine. Le chlore, traitement le plus répandu dans les installations québécoises, est efficace contre les microcystines et la cylindrospermopsine, mais pas pour l'anatoxine-a dans des conditions normales d'application. Le permanganate de potassium est quant à lui très efficace contre l'anatoxine-a, et à un degré moindre contre la microcystine. Le recours à cet oxydant doit cependant tenir compte des contraintes d'application (résiduel de  $\text{KMnO}_4$  cause une coloration rosée, nécessité de retenir le manganèse injecté par une étape de filtration si  $>0,05$  mg/L).

Outre les traitements d'oxydation énumérés ci-haut, l'adsorption sur charbon actif est une alternative intéressante. La filtration sur du charbon actif en grains (CAG) est reconnue comme un traitement efficace mais la durée de vie utile du lit filtrant est très courte ( $<3$  mois), ce qui limite grandement l'attrait de cette solution de traitement. Toutefois, la biodégradation (filtration biologique) prend progressivement le relais de l'adsorption au sein de ces filtres. La biodégradation peut être assez efficace à condition que la biomasse soit capable d'utiliser les cyanotoxines comme substrat. La capacité d'un filtre biologique à être efficace rapidement lors d'une augmentation soudaine de cyanotoxines (en présence d'une prolifération, par exemple) apparaît encore incertaine à ce jour. Cependant, les filtres biologiques peuvent être précédés par un procédé d'ozonation. Cette combinaison est reconnue comme la solution de choix pour faire face à des contaminations de cyanobactéries.

L'utilisation de charbon actif en poudre (CAP) est beaucoup plus répandue que le charbon actif en grains. Ce traitement peut être efficace dans une certaine mesure, mais son efficacité est fortement influencée par le type de charbon utilisé, la présence de

matière organique naturelle (carbone organique dissous) et les conditions d'application du CAP (le dosage et le temps de contact). Les concentrations requises sont généralement plus élevées (>15 mg/L) que celles habituellement utilisées au Québec (5 mg/L). De par la présence de nombreux mésopores, le CAP à base de bois serait l'un des plus efficaces selon la littérature scientifique. Cependant, il est plus coûteux que les charbons à base minérale.

Notons enfin que la filtration membranaire peut permettre d'éliminer les cyanotoxines algales extracellulaires en autant qu'on choisisse une membrane haute pression (nanofiltration ou osmose inverse) avec une porosité adéquate (200 Daltons).

### **Vulnérabilité des installations québécoises**

L'évaluation de la vulnérabilité des installations de traitement de l'eau potable a été réalisée grâce à l'étroite collaboration d'une trentaine d'entre elles réparties dans douze des dix-sept régions administratives du Québec. Elles ont été sélectionnées de manière à offrir un survol quasi complet des traitements actuellement utilisés au Québec pour le traitement des eaux de surface. Les responsables de ces installations ont complété un questionnaire qui a permis de calculer leur efficacité théorique à partir de modèles mathématiques développés sur la base des efficacités de traitement publiées dans la littérature scientifique. Ces résultats ont ensuite été généralisés à l'ensemble des installations québécoises.

Cette généralisation implique que l'ensemble des usines en eau de surface du Québec est susceptible d'être atteinte par des fleurs d'eau de cyanobactéries, ce qui est une hypothèse **très conservatrice** mais justifiée en l'absence de données permettant d'évaluer le pourcentage de stations potentiellement affectées. Plusieurs sources d'eau ne présentent pas les caractéristiques favorables aux cyanobactéries (i.e. forte concentration de phosphore, masse d'eau stagnante, etc.). Une meilleure connaissance de l'état des sources d'eau permettrait une évaluation plus près de la réalité.

L'évaluation de la vulnérabilité des installations québécoises à l'égard des cyanotoxines dépend évidemment du scénario de contamination postulé pour l'eau brute.

En ce qui concerne le **scénario historique** de contamination, correspondant au traitement des concentrations maximales de cyanotoxines mesurées à ce jour au Québec (6 µg/L pour les microcystines et 3 µg/L pour l'anatoxine-a), les conclusions suivantes s'imposent :

- la majorité des installations québécoises ont l'équipement requis pour traiter de telles concentrations. Plus de 75 % des installations sont conformes pour l'enlèvement des microcystines et la totalité l'est pour l'anatoxine-a, car la concentration maximale enregistrée n'a jamais excédé la valeur guide provisoire de l'INSPQ dans l'eau potable (3,7 µg/L);
- une optimisation des pratiques de chloration (ou du contrôle de la chloration) pour rencontrer les objectifs de désinfection en vigueur au Québec serait suffisante dans bien des cas pour rendre conformes les installations qui ne le sont pas. Il est important de savoir que certaines installations sont toujours dans un processus de mise aux normes suite à l'entrée en vigueur du règlement sur la qualité de l'eau potable en 2001.

En ce qui concerne le **scénario MDDEP**, soit l'atteinte des recommandations de traitement proposées par ce ministère (réduction de 75 % de l'anatoxine-a et 95 % de la microcystine-LR), les concentrations maximales à traiter seraient de 15 µg/L d'anatoxine-a et 30 µg/L de microcystine-LR pour rencontrer les recommandations en eau potable.

- Le traitement de la microcystine n'est pas problématique car les installations équipées pour traiter la concentration historique peuvent pour la plupart traiter de plus fortes concentrations.
- La réduction de l'anatoxine-a représente un facteur limitant. D'après notre analyse, seulement 18 % des installations de production d'eau potable seraient en mesure de traiter 15 µg/L d'anatoxine-a avec les traitements actuellement en place.

En ce qui concerne le scénario de contamination plus importante, correspondant à une intensification de la présence de cyanotoxines liée aux **changements climatiques**, la concentration de microcystines considérée dans l'eau brute est de 60 µg/L. Cette concentration est dans la gamme des plus hautes valeurs enregistrées dans le monde, à

l'exception (i) de cas extrêmes observés de manière anecdotique ou (ii) de prélèvements suspectés provenir de l'écume de cyanobactéries. En ce qui concerne la concentration d'anatoxine-a, elle a été maintenue à 15 µg/L (scénario MDDEP) puisqu'aucune concentration supérieure à cette valeur n'a été répertoriée dans la littérature scientifique d'après nos recherches. Le recours à une revue de littérature pour établir le scénario de changements climatiques a été nécessaire en raison de l'absence de modèle mathématique permettant d'estimer les variations de populations de cyanobactéries compte tenu des projections du climat québécois. Toutefois, d'après les études consultées, les changements climatiques sont susceptibles de favoriser la croissance des cyanobactéries. Une hausse de la biomasse allant jusqu'à 100 % est estimée par Arheimer et al. (2005). La valeur retenue (60 µg/L), qui correspond au double de la valeur du scénario MDDEP, est également justifiée par cette hypothèse de croissance des cyanobactéries.

- La principale observation tirée de l'analyse de ce scénario est qu'il n'est pas très différent de celui du MDDEP du point de vue de ses impacts sur la vulnérabilité des installations aux microcystines. En effet, les installations de production d'eau potable québécoises sont pour la plupart (>60 %) en mesure d'éliminer les microcystines, même aux concentrations définies dans le scénario de changements climatiques.
- Par contre, le traitement de l'anatoxine n'est possible que par une faible proportion des installations (18 %). Il faut toutefois rappeler que 1) la concentration maximale d'anatoxine-a mesurée au Québec dans les endroits de forte concentration en cyanobactéries n'a jamais dépassé 2,3 µg/L et que 2) cette toxine fait seulement l'objet d'une valeur guide provisoire de la part de l'INSPQ.

La réalisation de la présente étude de vulnérabilité comporte par ailleurs certaines limites et incertitudes qui méritent d'être soulignées.

## **Limites et incertitudes**

### **1- Scénarios d'occurrence des cyanotoxines**

La mesure des toxines est complexe et coûteuse, entre autres en raison de la difficulté d'obtenir des standards de calibration. Cette situation fait en sorte que la concentration de cyanotoxines dans les eaux brutes alimentant les usines de filtration est peu connue

au Québec et ailleurs dans le monde. Les proliférations de cyanobactéries ne sont pas des événements stables, la distribution spatio-temporelle des cellules et des toxines dans un plan d'eau est très variable. De plus, les prises d'eau potable sont généralement localisées en profondeur et les concentrations de cyanobactéries peuvent varier significativement selon leur déplacement dans la masse d'eau. Une simple modification de l'heure d'échantillonnage ou une variation de l'intensité d'ensoleillement peut modifier considérablement le nombre de cellules présentes vis-à-vis une prise d'eau. Ces considérations font en sorte que quelques mesures ponctuelles ne sont pas suffisantes pour établir les concentrations les plus importantes dans l'eau brute. Les concentrations de toxines connues pour quelques prises d'eau du Québec apparaissent assez modestes et il est possible que des concentrations supérieures soient survenues mais n'aient pas été mesurées. Par ailleurs, les concentrations de toxines publiées dans la littérature et mesurées à l'entrée des installations de traitement des eaux potables, montrent des écarts significativement plus grands que ceux rapportés au Québec. Pour toutes ces raisons, il est difficile de définir précisément les scénarios de contamination pouvant se produire au Québec. Dans le cas du scénario lié aux changements climatiques, il a été décidé de recourir à des informations provenant de régions du monde ayant actuellement des contaminations importantes de cyanobactéries. Les concentrations évaluées sont donc possibles, mais il n'est pas certain qu'elles soient réalistes pour le Québec. Il est également peu probable qu'elles s'appliquent à l'ensemble des prises d'eau du Québec. Il apparaît donc très important de mettre en place un programme de suivi des concentrations de cyanobactéries et de toxines près des prises d'eau des usines les plus vulnérables. Des méthodes simplifiées d'estimation des concentrations de cyanobactéries par sonde fluorométrique et des mesures ponctuelles de plusieurs toxines avec des trousse de terrain permettraient de connaître les concentrations réellement présentes dans l'eau brute.

## **2- Données scientifiques sur la performance des traitements**

La revue de littérature a permis de mettre en évidence les traitements les plus performants pour l'enlèvement des cyanotoxines. Bien que les informations ne soient pas connues pour toutes les combinaisons de traitements, la littérature rapporte adéquatement les principales combinaisons. Cependant, il existe des lacunes importantes concernant l'élimination des toxines suite à : (1) la préoxydation et (2) l'accumulation des cellules dans les procédés de traitement à l'usine. Les résultats

concernant l'impact de la préoxydation sur la lyse des cellules et l'oxydation subséquente des toxines libérées sont contradictoires et méritent une évaluation plus approfondie. Sans cette évaluation, il n'est pas possible d'estimer l'impact de la préchloration ou de la préozonation d'eaux non filtrées soumises à des proliférations de cyanobactéries. L'accumulation des cyanobactéries pendant la clarification et la filtration peut aussi représenter une source importante de cyanotoxines. Nous avons identifié deux stratégies de traitement utiles dont les données scientifiques limitent l'application au Québec. Le permanganate de potassium ( $\text{KMnO}_4$ ) pourrait être utilisé, mais une étude serait requise pour : (i) valider la cinétique d'oxydation de l'anatoxine par le  $\text{KMnO}_4$  (une seule étude disponible) et (ii) identifier les conditions pratiques d'utilisation de cet oxydant. Le charbon actif en poudre (CAP) constitue une autre stratégie de traitement qui mériterait d'être sérieusement évaluée. La performance attendue est très variable, il est donc recommandé qu'une évaluation soit réalisée au Québec, notamment avec les charbons couramment utilisés afin d'identifier les conditions optimales de traitement.

### **3- Analyse théorique de la performance des traitements**

Bien que la présente étude soit fondée sur une analyse théorique de la performance anticipée des installations, l'approche retenue s'apparente à celle utilisée actuellement en Amérique du Nord pour la conception des procédés de désinfection. Nous avons posé l'hypothèse que les toxines étaient présentes à 100 % sous la forme plus difficile à traiter, soit sous forme extracellulaire. En pratique, la proportion de toxines extracellulaires est variable mais de l'ordre de 30 % selon certaines études. Il est par ailleurs important de souligner que l'analyse de la performance des usines a été faite pour une température de l'ordre 20-25 °C, car la littérature scientifique contient peu d'information au sujet de l'influence de la température sur la performance des procédés et que les principaux événements de cyanobactéries surviennent en eaux chaudes. Au Québec, des fleurs d'eau ont été observées aussi tardivement qu'en novembre. Théoriquement, il est probable que les procédés d'oxydation (ozone, chlore et  $\text{KMnO}_4$ ) soient moins performants en eau froide alors que les procédés d'adsorption devraient, au contraire, être améliorés. Enfin, notons que la présente étude s'est limitée à analyser en détails 29 installations (ou 10 % des installations du Québec en eau de surface), les résultats de cette analyse ayant été extrapolés à l'ensemble des installations. Cette hypothèse comporte évidemment une part d'incertitude.



## 9 Recommandations

---

- 1- Le **traitement de l'anatoxine-a** est sans contredit beaucoup plus problématique que celui des microcystines dans les installations québécoises. Compte tenu que cette toxine n'est présentement règlementée qu'en Nouvelle Zélande (6 µg/L équivalent saxitoxines), il est recommandé de réévaluer la pertinence de devoir traiter pour cette toxine au Québec dans l'état actuel des connaissances. La Communauté Européenne, l'Australie et les États-Unis évaluent actuellement l'inclusion possible de cette toxine, il serait intéressant de s'inspirer de leurs conclusions afin de statuer sur la réglementation québécoise. Jusqu'à présent, l'anatoxine-a a été détectée à de rares occasions (9 % des échantillons) et à de faibles concentrations (maximum 2,3 µg/L) (Robert et al., 2005).
- 2- Dans le contexte actuel de réfection d'usine au Québec, il est recommandé de **prévoir un traitement efficace pour traiter l'ensemble des cyanotoxines** advenant la mise en place de nouvelles normes, pour les usines susceptibles de rencontrer des proliférations de cyanobactéries. Lorsque plusieurs problématiques doivent être considérées simultanément (sous-produits de désinfection, goûts et odeurs, micropolluants, etc.), l'ozonation nous apparaît comme l'alternative à privilégier.
- 3- Afin de fournir aux installations de traitement de l'eau potable québécoises un éventail de technologies dont l'efficacité a été validée pour les conditions d'application locales, il est recommandé de réaliser des **études complémentaires** pour le permanganate de potassium et le charbon actif en poudre tel que mentionné précédemment. L'impact de la préoxydation devrait également être clarifié.
- 4- Dans l'optique des **changements climatiques**, il serait pertinent de suivre les concentrations de cyanobactéries ainsi que des paramètres influençant leur présence dans la source. Un tel suivi permettrait de déceler d'éventuelles tendances dans l'évolution des populations afin de pouvoir adapter, le cas échéant, le traitement de l'eau potable.



## 10 Références

---

ACERO, J.L., RODRIGUEZ, E., MERILUOTO, J. 2005. Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins. *Water Research*. 39 : 8. 1628-1638.

Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) et l'Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail (AFSSET), 2006. *Rapport sur l'évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives*. France. 231 p.

ARHEIMER, B., ANDREASSON, J., FOGELBERG, S., JOHNSON, H., PERS, C.B., PERSSON, K. 2005. Climate change impact on water quality: model results from southern Sweden. *Ambio*. 34 : 7. 559-566.

BAKER, P.D., HUMPAGE, A.R. 1994. Toxicity associated with commonly occurring cyanobacteria in surface waters of the Murray-Darling Basin, Australia. *Marine and Freshwater Research*. 45 : 5. 773-787.

BAUDIN, I., CAGNARD, O., GRANDGUILLAUME, J.-J., DO-QUANG, Z. 2006. Algae and associated toxins and metabolites: methodology for risk assessment and risk management. *Water Practice and Technology*. 1 : 4. 401-406.

BAUDIN, I., STEINMANN, D., TAUDOU, O., CAGNARD, O., GRANDGUILLAME, J.-J., GLUCINA, K., DO-QUANG, Z. 2007. *Algae and associated toxins and metabolites: methodology for risk assessment and risk management*. American Water Works Association-Annual Conference. Toronto, Ontario, Canada.

BERNAZEAU, F., BAUDIN, I., PIERONNE, P., BRUCHET, A., ANSELME, C. 1995. Traitement des problèmes de toxines générées par les algues. *Techniques, Sciences, Méthodes. Génie Urbain Rural*. 90 : 10. 747-748.

BERNHARDT, H., CLASEN, J. 1993. Eutrophication control as an essential condition for an optimum disinfection. *Water Supply: International Water Supply Association*. 11 : 3-4. 89-108.

BERNHARDT, H., CLASEN, J. 1994. Investigations into the flocculation mechanisms of small algal cells. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 43 : 5. 222-232.

BLAIS, S., 2002. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol*. 13 : 2. 103-110.

BOYER, G.L., 2007. *Cyanobacterial toxins in New York and the lower great lakes ecosystems (Chapter 7)*. United States Environmental Protection Agency. 13 p.

BRUCHET, A., BERNAZEAU, F., BAUDIN, I., PIERONNE, P. 1998. Algal toxins in surface waters: analysis and treatment. *Water Supply*. 16 : 1-2. 619-623.

CARLILE, P.R., 1994. *Further studies to investigate microcystin-LR and anatoxin-a removal from water*. Foundation for Water Research, Report FR0458. Marlow, United Kingdom. 33 p.

CARMICHAEL, W.W., 1992. Cyanobacteria secondary metabolites-the Cyanotoxins (a review) . *Journal of Applied Bacteriology* . 72 : 6 . 445-459.

CARMICHAEL, W.W., 1994. *An overview of toxic cyanobacteria research in the United States: Toxic cyanobacteria: current status of research and management*. D.A. Steffensen et B.C. Nicholson (Editions). Australian Centre for Water Quality Research. Salisbury, Australie.

CARMICHAEL, W.W., 2001. *Assessment of blue-green algal toxins in raw and finished drinking water*. American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association. Denver, Colorado, USA. 179 p.

CARMICHAEL, W.W., EVANS, W.R., YIN, Q.Q., BEL, P. 1997. Evidence for Paralytic Shellfish Poisons in the Freshwater Cyanobacterium *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) comb. nov. *Applied and Environmental Microbiology*. 63 : 8. 3104.

CHARLTON, M., GIDDINGS, M., HOLMES, C., CARMICHAEL, W., RIDAL, J. 2001. Algal toxins and taste and odour. Threats to sources of drinking water and aquatic ecosystem health in Canada. Environment Canada, NWRI Scientific Assessment Report Series No. 1. *Environnement Canada National Water Research Institute, Burlington, Ontario*. 5-8.

CHEN, J.-J., YE, H.-H. 2005. The mechanisms of potassium permanganate on algae removal. *Water Research*. 39 : 18. 4420-4428.

CHEVALIER, M.R., BRODARD, E., MEVELEC, P. 1995. Influence d'un bloom algal sur les performances de l'ultrafiltration. *Techniques-Sciences-Méthodes. Génie Urbain Rural*. 10 . 728-731.

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

CHISWELL, R.K., SHAW, G.R., EAGLESHAM, G., SMITH, M.J., NORRIS, R.L., SEAWRIGHT, A.A., MOORE, M.R. 1999. Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *cylindrospermopsis raciborskii*: effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. *Environmental Toxicology*. 14 : 1. 155-161.

CHORUS, I., BARTRAM, J. 1999. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. World Organization Health (WHO). London, United Kingdom. 400 p.

CHORUS, I., FALCONER, I.R., SALAS, H.J., BARTRAM, J. 2000. Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*. 3 : 4 . 323-347.

CHOW, C.W.K., DRIKAS, M., HOUSE, J., BURCH, M.D., VELZEBOER, R.M.A. 1999. The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*. 33 : 15 . 3253-3262.

CHOW, C.W.K., HOUSE, J., VELZEBOER, R.M.A., DRIKAS, M., BURCH, M.D., STEFFENSEN, D.A. 1998. The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. *Water Research*. 32 : 3. 808-814.

CHOW, C.W.K., PANGLISCH, S., HOUSE, J., DRIKAS, M., BURCH, M.D., GIMBEL, R. 1997. A study of membrane filtration for the removal of cyanobacterial cells. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 46 : 6. 324-334.

CLEASBY, J.L., LOGSDON, G.S. 1999. *Granular bed and precoat filtration (Chapter 8)* . American Water Works Association (AWWA). McGraw-Hill, Inc., New York, NY, USA

COOK, D., NEWCOMBE, G. 2002a. *Effect of natural organic matter concentration and character on the adsorption of microcystin analogues onto PAC*. American Water Works Association-Water Quality Technology Conference. Seattle, Washington, USA.

COOK, D., NEWCOMBE, G. 2002b. Removal of microcystin variants with powdered activated carbon. *Water Science and Technology: Water Supply*. 2 : 5-6. 201-207.

CRC for Water Quality and Treatment (Australia), 2004. *Management strategies for algal toxins. An international review*. Global Water Research Coalition. London, United Kingdom.

CRC for Water Quality and Treatment (Australia), 2007. *Cyanobacteria: management and implications for water quality*. 36 p.

COSTA, I.A.S., AZEVEDO, S.M.F.O., SENNA, P.A.C., BERNARDO, R.R., COSTA, S.M., CHELLAPPA, N.T. 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian Semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*. 66 : 1B. 211-219.

CROMWELL III, J.E., SMITH, J.B., RAUCHER, R.S. 2007. No doubt about climate change and its implications for water suppliers. *Journal of the American Water Works Association*. 99 : 9. 112-117.

DALY, R.I., HO, L., BROOKES, J.D. 2007. Effect of chlorination on microcystis aeruginosa cell integrity and subsequent microcystin release and degradation. *Environmental Science and Technology*. 41 : 12. 4447-4453.

DELL'AVERSANO, C., EAGLESHAM, G.K., QUILLIAM, M.A. 2004. Analysis of cyanobacterial toxins by hydrophilic interaction liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. 1028 : 1. 155-164.

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

DOS S. VIEIRA, J.M., AZEVEDO, M.T.P., AZEVEDO, S.M.F.O., HONDA, R.Y., CORRÊA, B. 2005. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. *Toxicon*. 45 : 7. 901-909.

DRIKAS, M., CHOW, C.W.K., HOUSE, J., BURCH, M.D. 2001a. Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal of the American Water Works Association*. 93:2. 100-111.

DRIKAS, M., NEWCOMBE, G., NICHOLSON, B. 2001b. *Water treatment options for cyanobacteria and their toxins*. American Water Works Association-Water Quality Technology Conference. Nashville, Tennessee, USA.

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

DYBLE, J., 2007. *Detecting toxic microcystis in the lower great lakes*. Center of Excellence for Great Lakes and Human Health. Michigan, USA.

EL HERRY, S., FATHALLI, A., REJEB, A.J.B., BOUAICHA, N. 2008. Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis* spp. and *Oscillatoria tenuis* in the Lebna Dam, Tunisia. *Water Research*. 42:4-5. 1263-1273.

ELLIOTT, J.A., JONES, I.D., THACKERAY, S.J. 2006. Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia*. 559 . 401-411.

European Commission under the Fifth Framework Programme (TOXIC), 2005. *Best practice guidance for management of cyanotoxins in water supplies (Annexe 1)*. 143 p.

FASTNER, J., NEUMANN, U., WIRSING, B., WECKESSER, J., WIEDNER, C., NIXDORF, B., CHORUS, I. 1999. Microcystins (hepatotoxic heptapeptides) in German fresh water bodies . *Environmental Toxicology*. 14 : 1. 13-22.

FAWELL, J.K., HART, J., JAMES, H.A., PARR, W. 1993. Blue-green algae and their toxins-analysis, toxicity, treatment and environmental control. *Water Supply*. 11 : 3-4. 109-121.

FEITZ, A.J., WAITE, T.D., JONES, G.J., BOYDEN, B.H., ORR, P.T. 1999. Photocatalytic degradation of the blue green algal toxin microcystin-LR in a natural organic-aqueous matrix. *Environmental Science and Technology*. 33 : 2. 243-249.

FRANK, C.A.P., 2002. Microcystin-producing Cyanobacteria in recreational waters in Southwestern Germany. *Environmental Toxicology*. 17 : 4. 361-366.

GIANI, A., BIRD, D.F., PRAIRIE, Y.T., LAWRENCE, J.F. 2005. Empirical study of cyanobacterial toxicity along a trophic gradient of lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62:9. 2100-2109.

GIJSBERTSEN-ABRAHAMSE, A.J., SCHMIDT, W., CHORUS, I., HEIJMAN, S.G.J. 2006. Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*. 276 : 1-2. 252-259.

GREGORY, R., ZABEL, T.F., EDZWALD, J.K. 1999. *Sedimentation and flotation (Chapter 7)*. Sous la direction de : Litterman, R.D.E., McGraw-Hill, Inc., New York, USA

Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC), 2007. *Bilan 2007 des changements climatiques: les bases scientifiques physiques. Contribution du Groupe de travail au quatrième Rapport d'évaluation du GIEC. Résumé à l'intention des décideurs*. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B., M. Tignor et H.L. Miller (Éditions). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 25 p.

GURNEY, S., JONES, G. 1997. *Toxic algae occurrence and distribution in Manitoba surface waters*. Canadian Rural Water Quality Symposium. Winnipeg, Manitoba, Canada.

GURNEY, S., JONES, G. 1997. *Toxic algae occurrence and distribution in Manitoba surface waters*. Canadian Rural Water Quality Symposium. Winnipeg, Manitoba, Canada.

HADDIX, P.L., HUGHLEY, C.J., LECHEVALLIER, M.W. 2007. Occurrence of microcystins in 33 US water supplies. *Journal of the American Water Works Association*. 99 : 9. 118-125.

HALL, T., HART, J., CROLL, B., GREGORY, R. 2000. Laboratory-scale investigations of algal toxin removal by water treatment. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environment Management*. 14 : 2. 143-149.

HART, J., FAWELL, J.K., CROLL, B. 1998. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. *Water Supply* . 16 : 1-2. 611-623.

HART, J., STOTT, P. 1993. *Microcystin-LR removal from water*. Foundation for Water Research. Marlow, Buckinghamshire. 77 p.

HERESZTYN, T., NICHOLSON, B.C. 1997. Nodularin concentrations in lakes Alexandrina and Albert, South Australia, during a bloom of the cyanobacterium (blue-green alga) nodularia spumigena and degradation of the toxin. *Environmental Toxicology and Water Quality*. 12 : 4. 273-282.

HIMBERG, K., KEIJOLA, A.-M., HIISVIRTA, L., PYYSAALO, H., SIVONEN, K. 1989. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from Microcystis and Oscillatoria Cyanobacteria: a laboratory study. *Water Research*. 23 : 8. 979-984.

HITZFELD, B.C., HÖGER, S.J., DIETRICH, D.R. 2000. Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives*. 108 : Suppl. 1. 113-122.

HO, L., HOEFEL, D., SAINT, C.P., NEWCOMBE, G. 2007. Degradation of microcystin-LR through biological sand filters. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*. 11 : 3. 191-196.

HO, L., MEYN, T., KEEGAN, A., HOEFEL, D., BROOKES, J., SAINT, C.P., NEWCOMBE, G. 2006. Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter. *Water Research*. 40 : 4. 768-774.

HOEGER, S.J., DIETRICH, D.R., HITZFELD, B.C. 2002. Effect of ozonation on the removal of Cyanobacterial toxins during drinking water treatment. *Environmental Health Perspectives*. 110:11. 1127-1132.

HOEGER, S.J., SHAW, G., HITZFELD, B.C., DIETRICH, D.R. 2004. Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water treatment plants. *Toxicon*. 43 : 6. 639-649.

HÖGER, S.J., 2003. *Problems during drinking water treatment of cyanobacterial-loaded surface waters: consequences for human health (Thesis)*. Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) . 208 p.

HOTTO, A., SATCHWELL, M., BOYER, G. 2005. Seasonal production and molecular characterization of microcystins in Oneida Lake, New York, USA. *Environmental Toxicology*. 20:3. 243-248.

HOWARD, A., EASTHOPE, M.P. 2002. Application of a model to predict cyanobacterial growth patterns in response to climatic change at Farmoor Reservoir, Oxfordshire, UK. *The Science of The Total Environment*. 282-283 . 459-469.

HRUDEY, S.E., LAMBERT, T. W., KENEFICK, S. L. 1994. *Health risk assessment of microcystins in drinking water supplies. Toxic Cyanobacteria-a global perspective*. Australian Centre for Water Quality Research. Adelaide, South Australia, Salisbury, Australia. 7-12 p. p.

HUDNELL, K., 2008. *Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful algal blooms (Isoc-Hab): state-of-the-science and research needs*. Springer-Verlag New York, Inc. USA. 500 p.

- HUNTER, P.R., 2003. Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology*. 94 : 37S-46S.
- HURTADO, I., ABOAL, M., ZAFRA, E., CAMPILLO, D. 2008. Significance of microcystin production by benthic communities in water treatment systems of arid zones. *Water Research*. 42:4-5. 1245-1253.
- INSTITUT DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC (INSPQ), 2005. *Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries*. Groupe scientifique sur l'eau. Unité Santé et Environnement. Québec, Canada. 4 p
- IZAGUIRRE, G., 1992. Copper-tolerant Phormidium species from Lake Mathews, California, that produces 2-methylisoborneol and geosmin. *Water Science and Technology*. 25 : 2. 217-223.
- JAMES, H., FAWELL, J. 1991. *Detection and removal of cyanobacterial toxins from freshwaters*. UK Foundation for Water Research. Buckinghamshire, Marlow.
- JANN-PARA, G., SCHWOB, I., FEUILLADE, M. 2004. Occurrence of toxic Planktothrix rubescens blooms in lake Nantua, France. *Toxicon*. 43 : 3. 279-285.
- JAYATISSA, L.P., SILVA, E.I.L., MCELHINEY, J., LAWTON, L.A. 2006. Occurrence of toxigenic cyanobacterial blooms in freshwaters of Sri Lanka. *Systematic and Applied Microbiology*. 29 : 2. 156-164.
- JIANG, J.-Q., GRAHAM, N.J., SUTTON, A. 1993. Comparison of polyferric sulphate with other coagulants for the removal of algae-derived organic matter. *Water Science and Technology*. 27:11. 221-230.
- JÖHNK, K.D., HUISMAN, J., SHARPLES, J., SOMMEIJER, B., VISSER, P.M., STROM, J.M. 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*. 14:3. 495-512.
- JONES, G., 1996. *Toxic algae study summary*. Manitoba Department of Environment, Winnipeg, Manitoba.
- JONES, G., GURNEY, S., ROCAN, D. 1998. *Blue-green algae and microcystin-LR in surface water supplies of southwestern Manitoba*. Manitoba Environment Report No. 98-06, Manitoba Environment. 82 p.
- JONES, G.J., ORR, P.T. 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a microcystis aeruginosa bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research*. 28 : 4. 871-876.
- JURCZAK, T., TARCZYNSKA, M., IZYDORCZYK, K., MANKIEWICZ, J., ZALEWSKI, M., MERILUOTO, J. 2005. Elimination of microcystins by water treatment processes-examples from Sulejow reservoir, Poland. *Water Research*. 39 : 11. 2394-2406.
- KARNER, D.A., STANDRIDGE, J.H., HARRINGTON, G.W., BARNUM, R.P. 2001. Microcystin algal toxins in source and finished drinking water. *Journal of the American Water Works Association*. 93 : 8. 72-81.
- KAYAL, N., NEWCOMBE, G., HO, L. 2008. Investigating the fate of saxitoxins in biologically active water treatment plant filters (submitted). *Environmental Toxicology*. 1-14.

- KEIJOLA, A.M., HIMBERG, K., ESALA, A.L., SIVONEN, K., HIISVIRTA, L. 1988. Removal of Cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilot-scale experiments. *Toxicity Assessment an International Journal*. 3 . 643-656.
- KNAPPE, D.R.U., BRILEY, O.S., RASTOGI, N. 1998. *Strategies for algae removal in conventional treatment*. American Water Works Association-Annual Conference. Dallas, USA.
- KOTAK, B.G., LAM, A.K.-Y., PREPAS, E.E., KNEFICK, S.L., HRUDEY, S.E. 1995. Variability of the hepatotoxin, microcystin-LR, in hypereutrophic drinking water lakes. *Journal of Phycology*. 31. 248-263.
- LAI, W.-L., YEH, H.-H., TSENG, I.-C., LIN, T.-F., CHEN, J.-J., WANG, G.T. 2002. Conventional versus advanced treatment for eutrophic source water. *Journal of the American Water Works Association*. 94 : 12. 96-108.
- LAMBERT, T.W., HOLMES, C.F.B., HRUDEY, S.E. 1996. Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. *Water Research*. 30 : 6. 1411-1422.
- LEPISTO, L., LAHTI, K., NIEMI, J., FARDIG, M. 1994. Removal of cyanobacteria and other phytoplankton in four finnish waerworks. *Hydrobiology*. 75 . 167-181.
- LI, L., WAN, N., GAN, N.Q., XIA, B.D., SONG, L.R. 2007. Annual dynamics and origins of the odorous compounds in the pilot experimental area of Lake Dianchi, China. *Water Science and Technology*. 55 : 5. 43-50.
- LI, R., CARMICHAEL, W.W., BRITAIN, S., EAGLESHAM, G.K., SHAW, G.R., MAHAKHANT, A., NOPARATNARAPORN, N., YONGMANITCHAI, W., KAYA, K., WATANABE, M.M. 2001. Isolation and identification of the Cyanotoxin Cylindrospermopsin and deoxy-Cylindrospermopsin from a Thailand strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). *Toxicon*. 39:7. 973-980.
- LINDHOLM, T., ERIKSSON, J.E., MERILUOTO, J.A.O. 1989. Toxic cyanobacteria and water quality problems. Examples from a Eutrophic lake on Aland South West Finland. *Water Research*. 23 : 4. 481-486.
- MAATOUK, I., BOUAÏCHA, N., FONTAN, D., LEVI, Y. 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 : 11. 2891-2897.
- MESSINEO, V., MATTEI, D., MELCHIORRE, S., SALVATORE, G., BOGIALLI, S., SALZANO, R., MAZZA, R., CAPELLI, G., BRUNO, M. 2006. Microcystin diversity in a *Planktothrix rubescens* population from Lake Albano (Central Italy). *Toxicon*. 48 : 2. 160-174.
- MHLANGA, L., DAY, J., CRONBERG, G., CHIMBARI, M., SIZIBA, N., ANNADOTTER, H. 2006. Cyanocateria and cyanotoxins in the source water from Lake Chivero, Harare, Zimbabwe, and the presence of cyanotoxins in drinking water. *African Journal of Aquatic Science*. 31:2. 165-173.
- MILLER, M.J., CRITCHLEY, M.M., HUTSON, J., FALLOWFIELD, H.J. 2001. The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins from water onto soil during batch experiments. *Water Research*. 35:6. 1461-1468.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2003. *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec, janvier 1995-juin 2002*. Gouvernement du Québec. Canada.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002. *Guide de conception des installations de protection d'eau potable (Volume 1)*. Gouvernement du Québec. Canada. 286 p.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2005. *Règlement sur la qualité de l'eau potable (dernière version disponible)*. Gouvernement du Québec. Québec, Canada. 27 p.

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2007. *Bilan des lacs et cours d'eau touchés par les fleurs d'eau de cyanobactéries au Québec en 2004, 2005 et 2006*. Gouvernement du Québec. Canada.

MONTGOMERY, J.M., 1985. *Water treatment principles and design*. John Willey & Sons,

Montgomery Watson Harza (MWH), 2005. *Water treatment: principles and design (Second Edition)*. John Wiley and Sons, Inc. Hoboken, New Jersey, USA. 1948 p.

MOOIJ, W.M., JANSE, J.H., DOMIS, L.N., HÜLSMANN, S., IBELINGS, B.W. 2007. Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia*. 584 . 443-454.

MOUCHET, P., BONNELYE, V. 1998. Solving algae problems: french expertise and world-wide applications. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 47 : 3. 125-141.

NDEBELE, M.R., MAGADZA, C.H.D. 2006. The occurrence of microcystin-LR in Lake Chivero, Zimbabwe. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 11 . 57-62.

NEUMANN, U., WECKESSER, J. 1998. Elimination of microcystin peptide toxins from water by reverse osmosis. *Environmental Toxicology and Water Quality*. 13 : 2. 143-148.

NEWCOMBE, G., 2002. *Removal of algal toxins from drinking water using ozone and GAC*. American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association. Denver, Colorado, USA. 133 p.

NEWCOMBE, G., BROOKE, S., CULLUM, P., NICHOLSON, B., SLYMAN, N. 2002. *Oxidation, adsorption and biological treatment for algal toxin removal*. American Water Works Association-Water Quality Technology Conference. Seattle, Washington, USA.

NEWCOMBE, G., COOK, D., BROOKE, S., HO, L., SLYMAN, N. 2003. Treatment options for microcystin toxins: similarities and differences between variants. *Environmental Technology*. 24:3. 299-308.

NEWCOMBE, G., NICHOLSON, B. 2002. Treatment options for the saxitoxin class of cyanotoxins. *Water Science and Technology: Water Supply*. 2 : 5-6. 271-275.

NEWCOMBE, G., NICHOLSON, B. 2004. Water treatment options for dissolved cyanotoxins . *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 53 : 4. 227-239.

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

NICHOLSON, B., PAPAGEORGIOU, J., HUMPAGE, A., STEFFENSEN, D., MONIS, P., LINKE, T., FANOK, S., SHAW, G., EAGLESHAM, G., DAVIS, B., WICKRAMASINGHE, W., STEWART, I., CARMICHAEL, W., SERVAITES, J. 2007. *Determination and significance of emerging algal toxins (cyanotoxins)*. American Water Works Association Research Foundation, American Water Works Association and International Water Association Publishing. Denver, Colorado, USA. 140p.

NÖGES, P., NÖGES, T., TUVIKENE, L., SMAL, H., LIGEZA, S., KORNIJOW, R., PECZULA, W., BECARES, E., GARCIA-CRIADO, F., ALVAREZ-CARRERA, C., FERNANDEZ-ALAEZ, C., FERRIOL, C., MIRACLE, R.M., VICENTE, E., ROMO, S., VAN DONK, E., VAN DE BUND, W., JENSEN, J.P., GROSS, E.M., HANSSON, L.-A., GYLLSTROM, M., NYKANEN, M., DE EYTO, E., IRVINE, K., STEPHEN, D., COLLINGS, S., MOSS, B. 2003. Factors controlling hydrochemical and trophic state variables in 86 shallow lakes in Europe. *Hydrobiologia*. 506-509 . 51-58.

ONODERA, H., SATAKE, M., OSHIMA, Y., YASUMOTO, T., CARMICHAEL, W.W. 1997. New saxitoxin analogues from the freshwater filamentous cyanobacterium *Lyngbya wollei*. *Natural Toxins*. 5 : 4. 146-151.

ONSTAD, G.D., STRAUCH, S., MERILUOTO, J., CODD, G.A., VON GUNTEN, U. 2007. Selective oxidation of key functional groups in cyanotoxins during drinking water ozonation . *Environmental Science and Technology* . 41 : 12. 4397-4404.

PETRUSEVSKI, B., BOLIER, G., VAN BREEMEN, A.N., ALAERTS, G.J. 1995a. Tangential flow filtration: a method to concentrate freshwater algae. *Water Research*. 29 : 5. 1419-1424.

PETRUSEVSKI, B., VAN BREEMAN, A.N., ALAERTS, G.J. 1995b. Optimisation of coagulation conditions for direct filtration of impounded surface water. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 44 : 2. 93-102.

PETRUSEVSKI, B., VAN BREEMAN, A.N., ALAERTS, G.J. 1996. Effect of permanganate pre-treatment and coagulation with dual coagulants on algae removal in direct filtration. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 45 : 5. 316-326.

PETRUSEVSKI, B., VLASKI, A., VAN BREEMAN, A.N., ALAERTS, G.J. 1993. Influence of algal species and cultivation conditions on algal removal in direct filtration. *Water Science and Technology*. 27 : 11. 211-220.

PIETSCH, J., BORNMANN, K., SCHMIDT, W. 2002. Relevance of intra- and extracellular cyanotoxins for drinking water treatment. *Acta Hydrochimica and Hydrobiologica*. 30 : 1. 7-15.

QIAO, R.P., LI, N., QI, X.H., WANG, Q.S., ZHUANG, Y.Y. 2005. Degradation of microcystin-RR by UV radiation in the presence of hydrogen peroxide. *Toxicon*. 45 : 6. 745-752.

RAPALA, J., LAHTI, K., SIVONEN, K., NIEMELA, S.I. 1994. Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. *Letters in Applied Microbiology*. 19 : 6. 423-428.

RAPALA, J., NIEMELÄ, M., BERG, K.A., LEPISTÖ, L., LAHTI, K. 2006. Removal of cyanobacteria, cyanotoxins, heterotrophic bacteria and endotoxins at an operating surface water treatment plant. *Water Science and Technology*. 54 : 3. 23-28.

RAPALA, J., SIVONEN, K., LYRA, C., NIEMELA, S.I. 1997. Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. *Applied and Environmental Microbiology*. 63 : 6. 2206-2212.

ROBERT, C., TREMBLAY, H., DEBLOIS, C. 2005. *Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec: suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003)*. Ministère du Développement durable, Environnement et des Parcs (MDDEP). Gouvernement du Québec. Québec, Canada.

ROBERT, C., 2008. *Résultats de cyanobactéries et cyanotoxines à sept stations de production d'eau potable (2004-2006)*. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Canada. 39 p.

RODRIGUEZ, E., MAJADO, M.E., MERILUOTO, J., ACERO, J.L. 2007a. Oxidation of microcystins by permanganate: reaction kinetics and implications for water treatment. *Water Research*. 41 : 1. 102-110.

RODRIGUEZ, E., SORDO, A., METCALF, J.S., ACERO, J.L. 2007b. Kinetics of the oxidation of cylindrospermopsin and anatoxin-a with chlorine, monochloramine and permanganate. *Water Research*. 41 : 9. 2048-2056.

RODRIGUEZ, E., ONSTAD, G. D., KULL, T. P. J., METCALF, J. S., ACERO, J. L., VON GUNTEN, U. 2007c. *Oxidative elimination of cyanotoxins: comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate (Supporting information)*. 2 p.

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

ROSITANO, J., NICHOLSON, B.C., PIERONNE, P. 1998. Destruction of cyanobacterial toxins by ozone. *Ozone: Science and Engineering*. 20 : 3. 223-238.

SABATER, S., VILALTA, E., GAUDES, A., GUASCH, H., MUNOZ, I., ROMAIN, A. 2003. Ecological implications of mass growth of benthic cyanobacteria in rivers. *Aquatic Microbial Ecology*. 32 . 175-184.

Santé Canada, 2006. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Tableau sommaire*. Comité-Fédéral-Provincial-Territorial sur la santé de l'Environnement. 16 p.

SENOGLES-DERHAM, P.J., SEAWRIGHT, A., SHAW, G., WICKRAMISINGH, W., SHAHIN, M. 2003. Toxicological aspects of treatment to remove cyanobacterial toxins from drinking water determined using the heterozygous P53 transgenic mouse model. *Toxicol*. 41 : 8. 979-988.

SENOGLES, P.-S., SCOTT, J.A., SHAW, G. 2000 . Efficiency of UV treatment with and without the photocatalyst titanium dioxide for the degradation of the Cyanotoxin Cylindrospermopsin. *Resource and Environmental Biotechnology*. 3 . 111-125.

SHAW, G.R., SEAWRIGHT, A.A., MOORE, M.R. 2001. *Toxicology and human health implications of the Cyanobacterial toxin Cylindrospermopsin. Chapter 12*. X<sup>th</sup> International IUPAC Symposium on Mycotoxins and Phycotoxins, Guarujá, Brazil.

SHAWWA, A.R., SMITH, D.W. 2001. Kinetics of microcystin-LR oxidation by ozone. *Ozone: Science and Engineering*. 23 : 2. 161-170.

SHEPHARD, G.S., STOCKENSTRÖM, S., DE VILLIERS, D., ENGELBRECHT, W.J., WESSELS, G.F.S. 2002. Degradation of microcystin toxins in a falling film photocatalytic reactor with immobilized titanium dioxide catalyst. *Water Research*. 36 : 1. 140-146.

SMITH, M.J., SHAW, G.R., EAGLESHAM, G.K., HO, L., BROOKES, J.D. 2007. Elucidating the factors influencing the biodegradation of cylindrospermopsin in drinking water sources. *Environmental Toxicology*.

- SUKENIK, A., TELTCH, B., WACHS, A.W., SHELEF, G., NIR, I., LEVANON, D. 1987. Effect of oxidants on microalgal flocculation. *Water Research*. 21 : 5. 533-539.
- SUTHAKER, S.S., DRACHENBERG, G.E. 2007. *When the water stops flowing: cyanobacteria related emergency situations and troubleshooting water treatment operations*. American Water Works Association-Annual Conference. Toronto, Ontario, Canada.
- SVRCEK, C., SMITH, D.W. 2004. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. *Environmental Engineering and Science*. 3 : 3. 155-185.
- TSUJI, K., NAITO, S., KONDO, F., ISHIKAWA, N., WATANABE, M.F., SUZUKI, M., HARADA, K. 1994. Stability of microcystins from cyanobacteria. Effect of light on decomposition and isomerization. *Environmental Science and Technology*. 28 : 1. 173.
- TSUJI, K., SETSUDA, S., WATANUKI, T., KONDO, F., NAKAZAWA, H., SUZUKI, M., HARADA, K. 1996. Microcystin levels during 1992-95 for Lakes Sagami and Tsukui-Japan. *Nat Toxins*. 4 : 4. 189-194.
- TSUJI, K., WATANUKI, T., KONDO, F., WATANABE, M.F., SUZUKI, S., NAKAZAWA, H., SUZUKI, M., UCHIDA, H., HARADA, K.-I. 1995. Stability of microcystins from cyanobacteria. II. Effect of UV light on decomposition and isomerization. *Toxicon*. 33 : 12. 1619-1631.
- UENO, Y., NAGATA, S., TSUTSUMI, T., HASEGAWA, A., YOSHIDA, F., SUTTAJIT, M., MEBS, D., PUTSCH, M., VASCONCELOS, V. 1996. Survey of microcystins in environmental water by a highly sensitive immunoassay based on monoclonal antibody. *Natural Toxins*. 4 : 6. 271-276.
- VIS, C., CATTANEO, A., HUDON, C. 2007. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. *Journal of Phycology*. 1-8.
- VON SPERLING, E., DA SILVA FERREIRA, A.C., LUDOLF GOMES, L.N. 2008. Comparative eutrophication development in two to nutrient concentrations and bacteria growth. *Desalination*. 226 . 169-174.
- WANG, H., HO, L., LEWIS, D.M., BROOKES, J.D., NEWCOMBE, G. 2007. Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins. *Water Research*. 41 : 18. 4262-4270.
- WATSON, S.B., RIDAL, J. 2004. Periphyton: a primary source of widespread and severe taste and odour. *Water Science and Technology*. 49 : 9. 33-39.
- WESTRICK, J.A., 2007. *Cyanobacterial toxin removal in drinking water treatment processes and recreational waters (Chapter 13)*. H.K. Hudnell, Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms,
- WESTRICK, J.A., SOUTHWELL, B., SINCLAIR, J. 2006. *Update on a national preliminary algal toxin occurrence study that monitored source and distribution waters*. American Water Works Association-Water Quality Technology Conference. Denver, Colorado, USA.
- WIEDNER, C., RUCKER, J., BRUGGEMANN, R., NIXDORF, B. 2007. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia*. 152 : 3. 473-484.

World Health Organization (WHO), 1998. *Guidelines for drinking-water quality. Cyanobacterial toxins: microcystin-LR in drinking-water (background document for development of WHO guidelines for drinking water quality)*. 2nd edition addendum vol. 2. Health Criteria and Other Supporting Information. Geneva. 18 p.

World Health Organization (WHO), 2004. *Guidelines for drinking water-quality, Third Edition (Volume 1). Recommendations*. Geneva, Switzerland. 540 p.

XAGORARAKI, I., HARRINGTON, G.W., ZULLIGER, K., ZEIER, B., KRICK, W., KARNER, D.A., STANDRIDGE, J.H., WESTRICK, J. 2006. Inactivation kinetics of the cyanobacterial toxin microcystin-LR by free chlorine. *Journal of Environmental Engineering*. 132 : 7. 818-823.

ZURAWELL, R., 2002. *An initial assessment of microcystin in raw and treated municipal drinking water derived from eutrophic surface waters in Alberta*. Alberta Environment. Canada. 46 p.

## **Annexe A : Introduction au traitement de l'eau potable**

---

[http://www.drinking-water.org/flash/fr/water.html?\\_3\\_08\\_00](http://www.drinking-water.org/flash/fr/water.html?_3_08_00)



## Annexe B : Questionnaire d'évaluation de la vulnérabilité des installations d'eau potable à des proliférations de cyanobactéries

---

### 1- Renseignements sur l'installation

Nom de l'installation	
Source (Lac ou rivière)	
Région	
Occupation du territoire (agricole, forestier)	
Historique de cyanobactéries	

### 2-Situation de la prise d'eau

distance de la rive	
profondeur	

### 3- Enlèvement physique

Type de décantation	
Type de filtration	

### 4-Oxydation

Chloration	pré	inter	post
Temps de contact (minutes)			
résiduel (mg/L)			
pH			
Efficacité hydraulique (T10/T)			
Ozonation	pré	inter	post
Temps de contact (minutes)			
résiduel (mg/L)			
pH			
Efficacité hydraulique (T10/T)			
Permanganate de potassium	pré	inter	post

Temps de contact (minutes)			
résiduel (mg/L)			
pH			
Efficacité hydraulique (T10/T)			

#### 5- Adsorption

Type de PAC	
Dosage	
Temps de contact	