

Fiche technique

Numéro : 4 Volume : 1 Année : 2015



Dégradation de la microcystine LR au moyen de processus d'oxydation chimique

cyanotoxine, microcystines, eau potable, chlore, ozone

Préoccupations à propos des cyanotoxines

Il y a de plus en plus de préoccupations concernant les incidences sur la santé humaine et l'environnement de la prolifération cyanobactérienne dans les eaux de surface. En Ontario, les avis de prolifération cyanobactérienne toxique dans les Grands Lacs et d'autres bassins hydrographiques ont grandement augmenté depuis les années 1990 (Winter et al., 2011). Les cyanobactéries (algues bleu-vert) produisent non seulement des composés ayant un goût et une odeur (p. ex. géosmine et 2-méthylisobornéol), mais peuvent aussi produire des cyanotoxines, qui sont considérées comme étant des contaminants récents dans le secteur du traitement de l'eau. Une des cyanotoxines les plus courantes est la microcystine. Des niveaux élevés de cyanotoxines dans l'eau potable peuvent provoquer des effets indésirables sur la santé du système nerveux et du foie (US EPA, 2012).

Normes sur les microcystines en Ontario

Les microcystines sont les cyanotoxines les plus répandues qui sont présentes dans les eaux naturelles. Environ 80 variantes de microcystines ont été identifiées, la microcystine LR (MC LR) étant la plus courante (Sharma et al., 2012). En raison de la toxicité de la MC LR, les Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario (Règlement de l'Ontario

169/03) ont fixé une concentration acceptable maximale de 1,5 µg/L pour la MC LR.

Difficultés du traitement de l'eau

Les microcystines sont produites dans plusieurs espèces de cyanobactéries et peuvent être rejetées dans l'eau par des cellules stressées ou en mauvaise santé. La difficulté du traitement de l'eau est l'élimination simultanée des cellules cyanobactériennes intactes et des toxines rejetées. L'oxydation avant l'élimination des cellules devrait être évitée en cas de prolifération de cyanobactéries, car elle peut entraîner une rupture des cellules et un rejet de toxines (Zamyadi et al., 2012). Un traitement supplémentaire peut être nécessaire pour traiter les toxines rejetées, toutefois, tout ajustement majeur devrait être étudié par des professionnels. La MC LR présente dans les eaux naturelles peut être oxydée par certains oxydants et désinfectants appliqués en règle générale durant le traitement de l'eau. Par exemple, l'ozonisation et les procédés d'oxydation avancée constituent des moyens de traitement prometteurs pour la destruction des cyanotoxines (Sharma et al., 2012).

Procédés d'oxydation chimique

Le chlore peut oxyder la MC LR et en réduire la concentration; toutefois, une augmentation du pH réduit le taux d'oxydation de la MC LR (Acero et al., 2005). Il est

souhaitable de maintenir le pH en dessous de 8 si l'on utilise du chlore. Des oxydants plus faibles à base de chlore, tels que la chloramine et le dioxyde de chlore, n'ont aucun effet significatif sur la dégradation de la MC LR (Rodríguez et al., 2007). Le permanganate a une plus grande réactivité que le chlore dans la dégradation de la MC LR (Rodríguez et al., 2007). L'ozone est plus efficace dans la dégradation de la MC LR que le chlore et le permanganate, quel que soit le pH (Rodríguez et al., 2007). En dehors des méthodes d'oxydation classique, les procédés d'oxydation avancée produisent des radicaux hydroxyles qui oxydent les contaminants. On a constaté que les procédés d'oxydation avancée constituent la méthode d'oxydation la plus efficace pour la dégradation de la MC LR (Sharma et al., 2012). Par conséquent, l'ordre d'efficacité est procédé d'oxydation avancée > ozone > permanganate > chlore.

Comparaison des valeurs CT

L'utilisation d'oxydants ou de désinfectants pour inactiver des micro-organismes est couramment mesurée à l'aide de la valeur CT, qui est la concentration résiduelle d'oxydant (C) multipliée par le temps de contact (T). Par exemple, les valeurs CT pour l'inactivation des kystes de *Giardia lamblia* par divers désinfectants à des pH différents sont données dans la *Marche à suivre pour désinfecter l'eau potable en Ontario* (MEO Ontario, 2006). Comme il n'y a aucune valeur CT normalisée pour la MC LR, les valeurs CT pour l'inactivation des cyanotoxines peuvent être comparées aux valeurs CT normalisées requises pour l'inactivation des kystes de *Giardia lamblia*.

Les valeurs CT de 0,5, 1 et 2 log pour l'inactivation des kystes de *Giardia lamblia* à l'aide de chlore libre à 20 °C sont indiquées à la figure 1 (ligne tiretée), pour un résidu de chlore

libre de 1 mg/L. Selon la *Marche à suivre pour désinfecter l'eau potable en Ontario* (MEO Ontario, 2006), une inactivation d'au moins 0,5 log (68 %) des kystes de *Giardia lamblia* doit être obtenue par les moyens de désinfection de l'ensemble des procédés de traitement. Si la valeur CT pour une inactivation de 2 log (inactivation de 99 %) des kystes de *Giardia lamblia* est utilisée, une élimination de 1 log de la MC LR peut être obtenue à condition que le pH soit inférieur à 7,5. Dans le cas des pH supérieurs à 7,5, la valeur CT requise pour une élimination de 1 log de la MC LR est supérieure à la valeur CT pour une inactivation de 2 log de la *Giardia*.

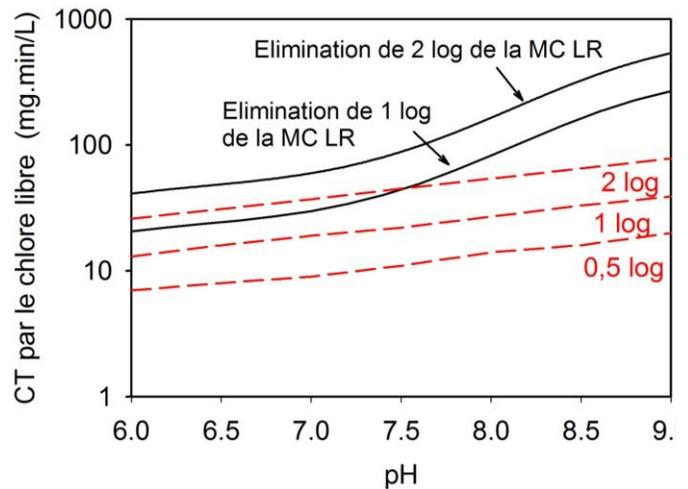


Figure 1. Valeurs CT (mg.min/L) de chlore libre pour les microcystines LR. Les lignes tiretées représentent les valeurs CT pour des inactivations de 0,5, 1 et 2 log des kystes de *Giardia lamblia* par le chlore libre à 20 °C.

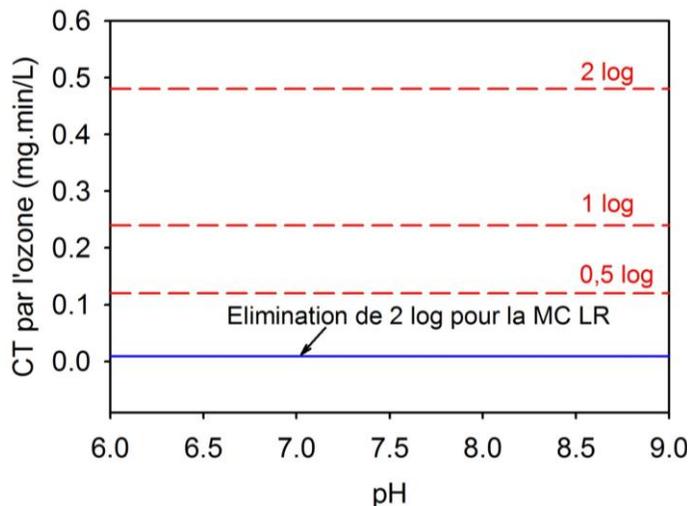


Figure 2. Valeurs CT (mg.min/L) de l’ozone pour la microcystine LR. Les lignes tiretées représentent les valeurs CT pour des inactivations de 0,5, 1 et 2 log des kystes de *Giardia lamblia* par l’ozone à 20 °C.

Le CT pour obtenir avec l’ozone une élimination de 2 log des cyanotoxines sur une plage de pH de 6 à 9 est illustrée à la figure 2. L’ozone est très efficace dans l’inactivation de la MC LR. Même si le CT pour une inactivation de 0,5 log des kystes de *Giardia lamblia* est utilisé, une élimination de 2 log de la MC LR peut être facilement obtenue.

Bien que la concentration de la MC LR dans l’eau traitée puisse être réduite par le chlore et l’ozone, le niveau de réduction nécessaire pour se conformer au Règlement dépend de la concentration dans l’eau brute. Par exemple, si la concentration de la MC LR dans l’eau brute est 100 µg/L et que l’on utilise seulement du chlore pour traiter l’eau, une élimination de 2 log de la MC LR est nécessaire pour réduire le niveau à 1 µg/L, ce qui est moins que la valeur prescrite (1,5 µg/L). Dans une telle situation, le CT de l’application de chlore permettant

d’obtenir une élimination de 1 log de la MC LR serait insuffisant, car la concentration finale de la MC LR serait 10 µg/L.

Facteurs d’influence

Divers facteurs ont une influence sur l’oxydation chimique des cyanotoxines dans l’eau naturelle. Par exemple, la présence de matières organiques naturelles devrait avoir une influence sur l’efficacité de l’oxydation des cyanotoxines (Rodríguez et al., 2007). Par conséquent, les eaux de surface dans lesquelles la concentration des matières organiques naturelles est élevée doivent être traitées avec des doses plus élevées de chlore pour que les cyanotoxines rejetées s’oxydent (Acero et al., 2005). Si des doses plus élevées d’un désinfectant sont nécessaires pour dégrader les cyanotoxines, la chloration dans le réseau de distribution doit permettre de maintenir des niveaux suffisants de résidus et être conforme aux normes sur les sous-produits de la désinfection. En outre, la température a une incidence sur la dégradation des toxines. À mesure que la température de l’eau augmente, la dégradation des toxines par l’ozone et le chlore augmente aussi et les exigences relatives aux CT diminuent (Al Momani et Jarrah, 2010).

L’analyse des CT dans cette étude est fondée uniquement sur la constante du taux de réaction de la MC LR et devrait être utilisée avec beaucoup de prudence. Dans une application à pleine échelle d’oxydants chimiques pour la dégradation de la MC LR, une enquête sur place devrait être effectuée pour tenir compte de ces facteurs d’influence.

Documents de référence

- Acero, J.L., Rodríguez, E., Meriluoto, J. (2005) Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins. *Water Res.* 39, 1628-1638.
- Al Momani, F.A., Jarrah, N. (2010) Treatment and kinetic study of cyanobacterial toxin by ozone. *J. Environ. Sci. Heal. A Part A* 45, 719-731.
- Ontario MOE (2006) Procedure for Disinfection of Drinking Water in Ontario. http://www.ene.gov.on.ca/environment/en/resources/STD01_076415.html
- Rodríguez, E. Onstad, G.D., Kull, T.P.J., Metcalf, J.S., Acero, J.L., von Gunten, U. (2007) Oxidative elimination of cyanotoxins: Comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate. *Water Res.* 41, 3381-3393.
- Sharma, V.K., Triantis, T.M., Antoniou, M.G, et al. (2012) Destruction of microcystins by conventional and advanced oxidation processes: a review. *Sep. Purif. Technol.* 91, 3-17.
- US EPA (2012). Cyanobacteria and cyanotoxins: information for drinking water systems. United States.
- Winter, J.G., DeSellas, A.M., Fletcher, R., Heintsch, L., Morley, A., Nakamoto, L., Utsumi, K. (2011) Algal bloom in Ontario, Canada: Increases in reports since 1994. *Lake Reserv. Manage.* 27, 105-112.
- Zamyadi, A., MacLeod, S.L., Fan, Y., McQuaid, N., Dorner, S., Sauvé, S. Prévost, M. (2012) Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge. *Water Res.* 46, 1511-1523.

Cours de formation connexes

Le CWAE peut offrir des cours liés à ce sujet. Veuillez parcourir nos descriptions de cours pour en savoir plus sur la formation connexe : www.wcwc.ca/registration.

Pour de plus amples renseignements

Pour de plus amples renseignements et des ressources dans les domaines de la recherche sur l'eau potable et des programmes de formation des exploitants de réseaux d'eau, veuillez visiter notre site Web : www.cwae.ca

Centre de Walkerton pour l'assainissement de l'eau
20, chemin Ontario, C.P. 160
Walkerton (Ontario) N0G 2V0
519 881-2003 ou sans frais 866 515-0550