

FICHES SYNTHÈSES SUR L'EAU POTABLE ET LA SANTÉ HUMAINE

Trihalométhanes

Description

Les trihalométhanes (THM) sont des composés constitués d'un seul atome de carbone lié à des halogènes, de formule générale CHX_3 , où X est habituellement du chlore, du brome ou une combinaison de ces deux éléments. Les THM mesurés dans l'eau chlorée sont : le chloroforme ($CHCl_3$), le bromodichlorométhane ($CHBrCl_2$), le chlorodibromométhane ($CHClBr_2$) et le bromoforme ($CHBr_3$). Ces substances existent à l'état liquide à la température ambiante (Santé Canada, 1993). Elles sont de relativement à extrêmement volatiles (Santé Canada, 1993) et se dégradent dans l'air par réaction photooxydative avec une demi-vie de 26 à 260 jours dans le cas du chloroforme et d'environ deux mois pour les autres trihalométhanes bromés (Organisation mondiale de la Santé, 2000).



Sources et niveaux environnementaux

Sources

Les THM sont des sous-produits de la chloration de l'eau formés principalement par réaction du chlore avec des substances organiques naturelles (substances humiques et fulviques) présentes dans l'eau (Santé Canada, 1993). Le chloroforme est généralement le principal THM mesuré dans l'eau potable (jusqu'à 90 % en poids de tous les THM), mais sa proportion par rapport à l'ensemble des THM peut varier de façon significative selon la teneur de l'eau brute en bromure (qui peut entraîner alors une formation de sous-produits bromés) et selon le pH de l'eau (Mills *et al.*, 1998; Levallois, 1997).

Les THM ne représentent toutefois qu'une fraction des produits qui peuvent se former lors de la chloration de l'eau. Parmi les autres sous-produits susceptibles d'être formés, on retrouve des acides acétiques halogénés, des acétonitriles halogénés, des cétones halogénées, des aldéhydes chlorés, des chlorophénols, du trichloronitrométhane (chloropicrine) (Cumming et Jolley, 1993), du 3-chloro-4- (dichlorométhyle)-5-hydroxy-2(5H)-furanone (MX) (Wright *et al.*, 2002), etc.

Concentrations dans l'eau potable

Les concentrations de THM (et autres sous-produits de la chloration) peuvent être très variables d'un réseau à l'autre. En général, les concentrations les plus élevées se retrouvent dans l'eau traitée provenant de sources à fortes teneurs en matières organiques, comme les lacs et les rivières, et les concentrations les plus faibles, dans les sources souterraines (Milot *et al.*, 2000; Santé Canada, 2000; Tremblay, 1999). Les teneurs en THM peuvent donc varier de façon importante en fonction de la matière organique (COT) mais également en fonction d'autres paramètres de la qualité de l'eau tels les bromures, le pH, l'ammoniac, l'alcalinité et la température. Les paramètres de traitement (enlèvement de la matière organique avant le point d'application du désinfectant, type de désinfectant, dose de désinfectant, temps de contact) et la saison (les concentrations sont généralement plus élevées en été et plus faibles en hiver) influencent aussi les concentrations de THM dans l'eau (Laferrière *et al.*, 1999; Singer, 1993).

Les concentrations de THM et autres sous-produits de la chloration sont soumises à des variations spatio-temporelles à l'intérieur d'un réseau (Rodriguez et Serodes, 2001; Chen et Weisel, 1998). Les variations saisonnières des teneurs de THM dans l'eau traitée sont principalement dues aux variations de température de l'eau (Rodriguez et Serodes, 2001) mais également au type de matière organique (Singer, 1993). On constate également que les niveaux les plus élevés de

THM sont mesurés à l'extrémité du réseau (Rodriguez et Serodes, 2001; Chen et Weisel, 1998). Cette variation spatiale serait attribuable à la réaction du chlore résiduel libre avec la matière organique notamment le biofilm fixé sur les parois des conduites (Rossman *et al.*, 2001). Par ailleurs, on observe une diminution de la concentration des acides acétiques halogénés avec l'augmentation du temps de séjour dans le réseau. Cette diminution de la concentration est probablement due à une dégradation microbiologique (Chen et Weisel, 1998). Il est à noter que la variation spatiale des THM n'a pas été observée à l'intérieur de petits réseaux (Laferrière *et al.*, 1999).

Les informations consultées au regard des niveaux de THM et autres sous-produits de la chloration présents dans les réseaux québécois proviennent de campagnes d'échantillonnage réalisées par le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) entre les mois d'août 1993 et 1999. Ces informations révèlent de grandes variations de concentrations de THM totaux entre les réseaux. Les concentrations en THM totaux ont varié entre 0,05 µg/l et 683 µg/l (Ministère de l'Environnement du Québec, 2002). Les niveaux plus élevés (> 350 µg/l) peuvent notamment être mesurés dans les régions situées au Nord du Saint-Laurent (Milot *et al.*, 2000). De façon générale, les réseaux les plus susceptibles d'excéder une moyenne annuelle de 80 µg/l (norme québécoise) sont les petits réseaux qui fournissent une eau de surface chlorée sans autre traitement préalable (Tremblay, 1999; Laferrière *et al.*, 1999). Un peu plus de 15 % de ceux-ci sont susceptibles de présenter des concentrations annuelles moyennes de THM supérieures à 100 µg/l (Tremblay, 1999). En fait, il semble que les réseaux dont les concentrations estivales de THM excèdent 120 µg/l ont une forte probabilité d'offrir une eau qui, sur une base annuelle, présente des concentrations supérieures à la norme de 80 µg/l (Tremblay, MENV, comm. pers.). D'importantes variations ont également été observées pour les concentrations d'acides acétiques halogénés. Pour la même période (1993-1999), on a mesuré des concentrations d'acides acétiques halogénés qui variaient entre 3 et 742 µg/l (Ministère de l'Environnement du Québec, 2002).

Exposition de la population

Selon les informations disponibles, pour la population générale, la principale source d'exposition aux THM est l'eau utilisée à des fins de consommation et à d'autres fins domestiques (lessive, douche, bain, etc.). On a rapporté que l'addition d'agent de blanchiment chloré au moment de la lessive favorise également la formation de chloroforme et constitue une autre source d'exposition significative aux sous-produits de la chloration (Shepherd *et al.*, 1996). L'alimentation, notamment l'ingestion de boissons produites avec de l'eau traitée, pourrait aussi être une source d'exposition aux trihalométhanes (Santé Canada, 1993). La pratique de la natation dans les piscines dont l'eau a été désinfectée au moyen de chlore représente enfin une source d'exposition non négligeable aux THM (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2000b; Lévesque *et al.*, 2000a; Lévesque *et al.*, 1994).

Voies d'absorption

L'ingestion constitue une voie importante d'absorption des THM contenus dans l'eau du robinet. L'utilisation de l'eau à des fins domestiques, particulièrement lors de la prise de douches et de bains, contribue également à l'absorption des THM par inhalation et par contact cutané (Lévesque *et al.*, 2002; Backer *et al.*, 2000; Weisel et Jo, 1996; Jo *et al.*, 1990b). Pour des concentrations de chloroforme dans l'eau inférieures à 50 µg/l, l'absorption par inhalation et contact cutané lors de la prise d'une douche de 10 minutes serait égale ou supérieure à l'absorption par ingestion d'un litre d'eau chlorée (Backer *et al.*, 2000; Weisel et Jo, 1996; Jo *et al.*, 1990a). Cependant, même si les doses absorbées sont du même ordre, elles ne sont pas nécessairement équivalentes d'un point de vue toxicologique (Weisel et Jo, 1996; Blancato et Chiu, 1993). En effet, les THM absorbés par ingestion sont en bonne partie métabolisés lors du premier passage au foie alors que ceux inhalés ou absorbés par voie cutanée se retrouvent directement dans la circulation sanguine (Weisel et Jo, 1996).

Par ailleurs, l'inhalation et le contact cutané ne sont pas des voies d'absorption significatives pour tous les sous-produits de la chloration. À titre d'exemple, les acides acétiques halogénés, qui sont les sous-produits les plus communs après les THM, sont non volatils (Xu *et al.*, 2001; Weisel *et al.*, 1999; Kim *et al.*, 1999) et possèdent un faible coefficient de perméabilité au niveau cutané (Trabaris *et al.*, 2001). Par conséquent, pour ces substances, l'ingestion d'eau demeure de loin la principale voie d'exposition.

Pharmacocinétique et métabolisme

Les THM ingérés sont absorbés au niveau gastro-intestinal. À cause de sa grande volatilité, le chloroforme peut également être absorbé par les poumons. Une fois absorbés, les concentrations de THM les plus importantes se retrouvent dans les tissus adipeux, le foie et les reins. Une partie des THM absorbés est exhalée sous forme inchangée. Le reste est oxydé en composés dihalocarboxyliques très réactifs (ex. phosgènes, chlorobromocarboxyles) puis hydrolysé en dioxyde ou monoxyde de carbone avant d'être expiré. Les données suggèrent que ces composés dihalocarboxyliques seraient responsables des effets toxiques des THM (World Health Organization, 2000; Santé Canada, 1993).

Données toxicologiques et épidémiologiques

Intoxication aiguë

La toxicité aiguë des THM chez l'animal se caractérise par une dépression du système nerveux central et par des manifestations cardiaques. Le foie et les reins peuvent également être atteints. Les concentrations mesurées dans l'eau potable sont toutefois beaucoup trop faibles pour provoquer de tels effets chez l'humain (Organisation mondiale de la Santé, 2000; Santé Canada, 1993). Parmi tous les constituants des THM, on ne retrouve des doses toxiques aiguës chez l'humain que pour le bromoforme, substance utilisée au siècle dernier comme sédatif pour contrôler la toux. À partir des observations faites chez les enfants, la dose létale pour le bromoforme a été estimée à 300 mg/kg de poids corporel par jour alors que la dose minimale induisant une légère sédation est de 54 mg/kg de poids corporel par jour (World Health Organization, 2000). Cette dose est, de façon approximative, 5000 fois plus élevée que celle à laquelle la population est généralement exposée.

Effets sur la reproduction et le développement

Le nombre d'études toxicologiques et épidémiologiques ayant examiné les effets potentiels des sous-produits de la chloration sur la reproduction et le développement du fœtus est relativement restreint comparativement aux recherches sur la cancérogenèse de ces produits. Des malformations congénitales, un faible poids à la naissance et la mort d'embryons, ont toutefois été observés après l'administration de fortes doses de différents sous-produits de la chloration (principalement des acides acétiques halogénés et des acétonitriles halogénés) chez l'animal. Par ailleurs, un nombre grandissant d'études épidémiologiques soulève la possibilité d'une faible association entre l'exposition aux THM par la consommation d'eau potable pendant la grossesse et certains effets comme des retards de la croissance fœtale, des avortements spontanés et des malformations congénitales (Dodds et King, 2001; Nieuwenhuijsen *et al.*, 2000a; Mills *et al.*, 1998). Cependant, les preuves appuyant les effets sur la reproduction et le développement chez l'humain associés à l'exposition aux sous-produits de la chloration demeurent minces et les études faites jusqu'à ce jour ne permettent pas de confirmer le lien de cause à effet (Graves *et al.*, 2001).

Intoxication chronique

Une exposition prolongée à de fortes doses de THM peut entraîner une toxicité hépatique et rénale. Chez l'animal, ces effets peuvent être observés lorsque les doses sont de l'ordre de plusieurs mg par kg de poids corporel (Organisation mondiale de la Santé, 2000). Compte tenu des faibles concentrations généralement mesurées dans l'eau potable, il est peu probable d'observer de tels effets chez l'humain.

Effets cancérigènes

Compte tenu des difficultés liées à l'étude chez l'animal des effets associés à des mélanges de sous-produits générés par la chloration, l'évaluation de la cancérogénicité des sous-produits s'est faite principalement sur chaque substance individuelle, avec une emphase particulière sur le chloroforme et ce, en raison des niveaux élevés de ce produit retrouvés dans l'eau. Dans l'ensemble, les principaux types de tumeurs observés chez les rongeurs (rat et souris) exposés à des THM ou à des acides acétiques sont le cancer du foie, des reins et du colon (Boorman, 1999; Mills *et al.*, 1998).

De nombreuses études épidémiologiques ont été réalisées afin d'évaluer le risque de cancer chez les populations exposées à ces produits. Jusqu'à maintenant, seul un excès de cas de cancer de la vessie a été observé de façon assez constante chez les consommateurs d'eau chlorée (King, 2001; World Health Organization, 2000). Cet excès est toutefois faible ($RR \leq 1,5$) et a été principalement observé chez les populations exposées pendant de nombreuses années (20 années ou plus). Cependant, plusieurs contradictions ont été observées entre les études concernant le lien de causalité (World Health Organization, 2000; Mills *et al.*, 1998). Les données portant sur d'autres cancers (principalement colon et rectum) sont encore moins probantes. Cependant, vu la grande taille des populations exposées, un faible risque relatif pourrait toutefois être responsable d'un nombre important de cas (Mills *et al.*, 1998; Levallois, 1997). À titre d'exemple, l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA) (United States Environmental Protection Agency, 1998) estime, à partir des données épidémiologiques, que le nombre de cancers de vessie attribuable à la chloration de l'eau pourrait (en cas de lien causal) représenter entre 2 et 17 % des nouveaux cas chaque année.

Les sous-produits de la chloration sont également associés à des effets mutagènes. De nombreuses études ont démontré que c'est principalement la fraction acide non volatile des sous-produits de la chloration qui est responsable de ces effets (Meier, 1988). Aussi, une forte corrélation entre la teneur en MX de l'eau de consommation et l'activité mutagène a été mise en évidence par Wright et ses collaborateurs (Wright *et al.*, 2002).

Groupes vulnérables

Certaines études ont porté sur la relation possible entre les THM et les cas de grossesses défavorables (fausses

couches, malformations congénitales, insuffisance de poids à la naissance). Advenant que cette relation soit confirmée, les femmes enceintes (plus précisément leur fœtus) pourraient représenter un groupe particulièrement vulnérable. Des études sont en cours pour clarifier ce point.

Dosage biologique

L'exposition aux THM peut être estimée par la mesure des concentrations de chloroforme dans l'air exhalé et le plasma. L'air exhalé est toutefois la matrice biologique qui a été la plus souvent utilisée jusqu'à présent. Les concentrations dans l'air alvéolaire et les concentrations dans le plasma sont bien corrélées (Lévesque *et al.*, 1994). Ces mesures, à cause de la demi-vie biologique relativement courte du chloroforme (30 minutes dans le cas de l'air exhalé), ne permettent toutefois d'estimer que des expositions très récentes et ne sont donc pas d'une grande utilité d'un point de vue clinique. Par ailleurs, bien que les techniques visant à mesurer les concentrations exhalées soient assez sensibles pour quantifier l'exposition au chloroforme, elles ont été peu utilisées pour les autres THM parce que ces derniers sont souvent présents en trop faibles concentrations pour être détectés. Enfin, la mesure des concentrations urinaires de certains acides acétiques halogénés non volatils (TCAA et DCAA) peut également être utilisée (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2000b).

Méthode analytique

La méthode utilisée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) pour déterminer les concentrations de THM individuelles dans l'eau potable est le dosage par *purge and trap* couplé à la chromatographie en phase gazeuse et à la spectrométrie de masse (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2000).

Mesures de contrôle disponibles

Mesures communautaires

Les mesures mises en place pour limiter la formation de sous-produits de la chloration dans l'eau de consommation ne doivent aucunement se faire au détriment de l'efficacité de la désinfection puisque cela constituerait un risque inacceptable. Aussi, on considère que la meilleure méthode pour contrôler les sous-produits de la chloration consiste à diminuer la matière organique de la source d'eau avant la désinfection, afin d'éviter qu'elles ne réagissent avec le chlore pour former des sous-produits. La réduction de la matière organique présente deux bénéfices importants. Elle permet d'accroître l'efficacité de la désinfection et réduit la formation de sous-produits organiques chlorés. D'une manière générale, une filière de traitement qui comporte les étapes suivantes : floculation, décantation-filtration, permet de réduire la matière organique, plus précisément le carbone organique dissout (COD), et par conséquent les précurseurs des sous-produits de la chloration (Tremblay, 1999).

D'autres procédés de traitement comme la nanofiltration s'avèrent également intéressants tant dans la réduction des précurseurs que dans l'élimination des micro-organismes. Dans les petits réseaux, il est également possible de réduire les concentrations de sous-produits en optant pour une eau souterraine plutôt que pour une eau de surface. Le remplacement du chlore par d'autres désinfectants comme l'ozone ou le dioxyde de chlore à certaines étapes de la désinfection peut également permettre de réduire la teneur en THM de l'eau. Cependant, modifier les stations de traitement de l'eau pour utiliser l'ozone peut s'avérer très coûteux. De plus, l'utilisation de l'ozone entraîne la formation d'autres sous-produits qui peuvent être néfastes pour la santé s'ils ne sont pas contrôlés (ex. formaldéhyde et bromate). Quant au dioxyde de chlore, il peut également former d'autres sous-produits de désinfection dont les effets sur la santé sont encore inconnus (Santé Canada, 1993). Compte tenu de ces informations, il demeure que le chlore est un désinfectant de choix car facile à utiliser, peu coûteux et ayant un pouvoir désinfectant persistant. Souvent essentiel pour contrôler la recroissance bactérienne, il assure également un chlore résiduel dans le réseau de distribution.

Mesures individuelles

Les appareils de traitement de l'eau par charbon activé permettent normalement de réduire de façon importante les concentrations de THM dans l'eau potable (Levallois *et al.*, 1999; Santé Canada, 1999). Santé Canada recommande, aux consommateurs qui désirent se procurer de tels appareils, l'achat d'un dispositif de traitement de l'eau certifié conforme à une des normes de rendement en matière de santé ANSI/NSF (Santé Canada, 2003). Si un dispositif de filtration est utilisé, il est toutefois essentiel de l'entretenir soigneusement car ces appareils peuvent non seulement se saturer et devenir inefficaces mais peuvent également devenir une source de contamination bactérienne de l'eau. L'utilisation de pichet filtrant peut également être efficace pour réduire la teneur en chloroforme de l'eau du robinet. Certains de ces appareils permettent l'enlèvement de 98 % de cette substance (Clerk, 1999). Ces mesures ne peuvent cependant réduire que de façon partielle l'exposition aux sous-produits de la chloration (à moins d'installer le filtre à l'entrée d'eau de la résidence) puisque l'utilisation de l'eau à des fins domestiques (lessive, douche, bain, etc.) représente une source

d'exposition significative aux THM.

L'exposition aux THM peut également être réduite en partie en assurant une bonne ventilation de la maison et plus particulièrement de la salle de bain. Aussi, Lévesque et ses collaborateurs (Lévesque *et al.*, 2000b) souligne que la charge corporelle de chloroforme générée par la prise d'un bain de 10 minutes serait moins importante que celle induite par une douche de même durée. L'utilisation d'une eau plus froide lors de la prise d'une douche ou d'un bain (Gordon *et al.*, 1998) représente un autre moyen simple qui peut être pris pour réduire l'absorption du chloroforme par voie cutanée. Enfin, compte tenu que les concentrations de THM et autres sous-produits de la chloration sont maximales en été (mai à octobre), on peut présumer que les bénéfices associés à l'application de mesures visant à réduire son exposition aux THM et aux autres sous-produits de la chloration seront maximaux pendant la période estivale. Pendant les périodes chaudes, il est généralement facile d'assurer une bonne ventilation en ouvrant les fenêtres et en prenant des douches avec de l'eau plus froide.

Bien que certaines études aient démontré que le fait de faire bouillir l'eau pouvait entraîner une diminution des concentrations de THM et d'autres sous-produits dans l'eau (Weisel *et al.*, 1999; Kuo *et al.*, 1997), cette méthode ne constitue pas une mesure permettant d'éliminer adéquatement les sous-produits de la chloration. De plus, la préparation de breuvages chauds (thé, café) peut entraîner la formation de certains sous-produits comme des acides acétiques halogénés (Balko *et al.*, 2001). Les THM peuvent également être partiellement éliminés en aérant simplement l'eau dans un mélangeur (Santé Canada, 1999). Cependant, le principe de volatilisation ne contribuera qu'à faire passer les THM d'un milieu à un autre, soit de l'eau à l'air, sans toutefois les éliminer complètement. On doit également prendre en considération le fait que la fraction acide non volatile des sous-produits de la chloration a souvent été associée au pouvoir mutagène et que cette fraction n'est pas réduite par l'ébullition ou l'aération (Meier, 1988).

Normes et recommandations

Norme québécoise

La norme prévue par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* pour les THM totaux est de 80 µg/l et elle est exprimée sous forme de concentration moyenne annuelle maximale (annexe I du règlement) (Gouvernement du Québec, 2001). L'article 18 du règlement précise que le responsable d'un système de distribution qui délivre des eaux désinfectées avec le chlore doit prélever ou faire prélever annuellement au cours de chacun des trimestres commençant respectivement les 1^{er} janvier, 1^{er} avril, 1^{er} juillet et 1^{er} octobre, au moins un échantillon des eaux distribuées, avec un intervalle minimal de deux mois entre chacun des prélèvements. Cependant, les systèmes qui alimentent uniquement un établissement touristique, un établissement de santé et de service sociaux, un établissement d'enseignement ou encore un établissement de détention, ne sont assujettis qu'à un seul prélèvement annuel qui doit être effectué entre le 1^{er} juillet et le 1^{er} octobre (art. 18, 2^e alinéa). Les échantillons doivent être prélevés aux extrémités du réseaux de distribution (art. 20), au robinet après avoir laisser couler l'eau pendant au moins cinq minutes et ne doivent pas avoir subi de traitement par le biais d'un dispositif individuel (art. 11, 2^e alinéa).

La plus faible recommandation ou norme adoptée par d'autres instances gouvernementales, en l'occurrence celle des États-Unis, a été retenue pour fixer la norme québécoise. Cette norme doit être considérée comme un indicateur d'un potentiel de toxicité associé à l'ensemble des sous-produits de la chloration. En effet, la réduction de la concentration des THM est le plus souvent synonyme de réduction de la concentration des autres sous-produits de la chloration et des risques toxiques associés.

Recommandation canadienne

La concentration maximale acceptable provisoire de THM totaux dans l'eau potable, exprimée sous forme de moyenne courante annuelle d'échantillons trimestriels, est de 100 µg/l (Santé Canada, 2002). La moyenne annuelle est utilisée ici pour tenir compte du fait que les niveaux de THM varient généralement avec la saison. Cette valeur est basée sur le risque de cancer observé dans les études animales sur le chloroforme, le THM le plus souvent présent et en plus grande quantité dans l'eau potable (Santé Canada, 1993). Il faut toutefois noter que bien que le chloroforme soit une substance cancérigène prouvée chez le rat lorsque ingéré à forte dose (40 à 160 mg/kg), l'extrapolation des résultats des études animales à l'humain est discutable particulièrement à cause de l'utilisation de fortes doses chez l'animal qui est associée à un mécanisme inhabituel de toxicité. En fait, certains considèrent maintenant qu'à cause des mécanismes d'action du chloroforme (substance non génotoxique mais cytotoxique), aucune augmentation du risque de cancer chez l'humain ne devrait être occasionnée par l'ingestion de quantités de chloroforme provenant d'eaux désinfectées par le chlore (Levallois, 1997). La recommandation de Santé Canada pour les THM est établie à titre provisoire, dans l'attente de la détermination du risque posé par d'autres sous-produits de désinfection.

Norme américaine

En décembre 1998, lors de la première étape de la réglementation des sous-produits de la désinfections, on a fixé la norme américaine pour les THM totaux, exprimée sous forme de moyenne annuelle, à 80 µg/l (United States Environmental Protection Agency, 1998). Par la même occasion, on a également convenu de définir une limite pour les acides acétiques halogénés qui a été fixée à 60 µg/l et qui représente la somme des concentrations de 5 acides acétiques halogénés (acide mono, di et trichloroacétique et d'acide mono et dibromoacétique) (United States Environmental Protection Agency, 1998). Tel que prévu au règlement, la fréquence d'échantillonnage, de même que le nombre et la localisation des points à échantillonner (mi-réseau ou extrémité), dépendent notamment du type d'eau brute (eau de surface ou souterraine) et de la taille de la population desservie. La mise en application de cette première étape est prévue pour janvier 2002, dans le cas des réseaux qui desservent plus de 10 000 personnes, et pour janvier 2004, pour ceux qui alimentent moins de 10 000 personnes (United States Environmental Protection Agency, 1998). Quant à la deuxième étape de la réglementation des sous-produits de la désinfection, qui sera enclenchée en 2002, elle viendra renforcer les dispositions prises lors de la première étape de la réglementation. En effet, cette nouvelle approche favorisera l'échantillonnage des THM et des acides acétiques halogénés aux points du réseau où les concentrations maximales de ces substances ont été identifiées soit lors de la première étape et/ou lors d'un programme spécifique d'échantillonnage (Scharfenaker, 2001).

Lors de la proposition de la norme en 1994, l'US EPA avait réalisé une évaluation du risque à partir des études animales, pour chaque THM pris individuellement. La décision subséquente d'émettre une norme pour les THM totaux découle du fait qu'il était techniquement plus facile de concevoir et réaliser des mesures de contrôle si l'on considérait l'ensemble des THM plutôt que de les considérer individuellement (United States Environmental Protection Agency, 1994). La norme de 80 µg/l constitue un compromis entre la capacité des stations de traitement d'eau potable à réduire les concentrations de sous-produits, sans compromettre la désinfection et les bénéfices pour la santé associés à une réduction de ces substances dans l'eau potable. L'estimation des bénéfices a été réalisée à partir des résultats des études épidémiologiques (United States Environmental Protection Agency, 1998; United States Environmental Protection Agency, 1994). Ainsi, pour l'ensemble de la population américaine exposée aux THM par l'eau traitée, l'US EPA estime qu'environ 2232 cas de cancer de la vessie pourraient être évités annuellement aux États-Unis en abaissant la norme fédérale pour les THM de 100 µg/l (United States Environmental Protection Agency, 1979) à 80 µg/l (United States Environmental Protection Agency, 1998).

Critère de l'OMS

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a suivi une démarche différente de Santé Canada et de l'US EPA. L'OMS (Organisation mondiale de la Santé, 2000) a établi des valeurs guides pour le chloroforme (200 µg/l), le bromoforme (100 µg/l), le bromodichlorométhane (60 µg/l), et le dibromochlorométhane (100 µg/l). De plus afin de tenir compte de la présence simultanée de ces substances et de leur toxicité possiblement additive, l'OMS considère que la somme des rapports entre la concentration mesurée de chaque contaminant et sa valeur guide ne doit pas excéder l'unité. Les valeurs guides de l'OMS pour le chloroforme et le bromodichlorométhane sont basées sur le pouvoir cancérigène de ces substances chez l'animal. Pour les deux autres THM, des effets noncancérigènes ont été pris en compte (toxicité hépatique). L'OMS a aussi proposé des valeurs guides pour d'autres sous-produits de la chloration dont les acides acétiques, l'hydrate de chloral et la chloracétone.

Tableau 1 - Résumé des normes et recommandations pour les THM

Norme québécoise	Recommandation canadienne*	Norme américaine	Critère de l'OMS**
80 µg/l ¹	100 µg/l ¹	80 µg/l ¹	200 µg/l ² 100 µg/l ³ 60 µg/l ⁴ 100 µg/l ⁵

1 Concentration moyenne annuelle de THM

2 Concentration de chloroforme

3 Concentration de bromoforme

4 Concentration de bromodichlorométhane

5 Concentration de dibromochlorométhane

* Valeur provisoire

** La somme des rapports entre la concentration mesurée de chaque contaminant et sa valeur guide ne doit pas excéder l'unité.

Références

- 1** Backer, L. C., Ashley, D. L., Bonin, M. A., Cardinali, F. L., Kieszak, S. M. et Wooten, J. V. (2000), Household exposures to

drinking water disinfection by-products: whole blood trihalomethane levels, *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 10(4), 321-326.

- 2** Balko, J., Froese, S. et Hrudey, S. (2001), Is drinking coffee worse than we think ? Production of HAAS during beverage preparation In *Microbial/disinfection by-products health effects symposium*, March 24-26 2001, Mariott Hickory Ridge Conference Center, Lisle, Illinois.
- 3** Blancato, J. N. et Chiu, N. (1993), Predictive modeling for uptake and tissue distribution from human exposures, In *Safety of water disinfection : Balancing chemical & microbial risks* (Ed, Gunther F. Craun) ILSI Press, Washington, D.C., pp. 303-316.
- 4** Boorman, G. A. (1999), Drinking water disinfection byproducts: review and approach to toxicity evaluation, *Environ Health Perspect*, 107 Suppl 1, 207-217.
- 5** Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2000), *Eaux - Détermination des trihalométhanes : dosage par purge and trap couplé à un chromatographe en phase gazeuse et à un spectromètre de masse ; M.A. 403 - THM 1.0*, Ministère de l'Environnement du Québec, 17 p.
- 6** Chen, W. J. et Weisel, C. P. (1998), Halogenated DBP concentrations in a distribution system, *Journal of the American Water Works Association*, 90(4), 151-163.
- 7** Clerk, D. (1999), De l'eau vraiment propre ? Test pichets filtrants, *Protégez-vous*, (août), 3-7.
- 8** Cumming, R. B. et Jolley, R. L. (1993), Occurrence and exposures to disinfectants and disinfection by-products, In *Safety of water disinfection : Balancing chemical & microbial risks* (Ed, Gunther F. Craun) ILSI Press, Washington, D.C., pp. 257-275.
- 9** Dodds, L. et King, W. D. (2001), Relation between trihalomethane compounds and birth defects, *Occup Environ Med*, 58(7), 443-446.
- 10** Gordon, S. M., Wallace, L. A., Callahan, P. J., Kenny, D. V. et Brinkman, M. C. (1998), Effect of water temperature on dermal exposure to chloroform, *Environ Health Perspect*, 106(6), 337-345.
- 11** Gouvernement du Québec (2001), *Règlement sur la qualité de l'eau potable*, L.R.Q., c. Q-2, r.18.1.1.
- 12** Graves, C. G., Matanoski, G. M. et Tardiff, R. G. (2001), Weight of evidence for an association between adverse reproductive and developmental effects and exposure to disinfection by-products: a critical review, *Regul Toxicol Pharmacol*, 34(2), 103-124.
- 13** Jo, W. K., Weisel, C. P. et Liroy, P. J. (1990a), Chloroform exposure and the health risk associated with multiple uses of chlorinated tap water, *Risk Anal*, 10(4), 581-585.
- 14** Jo, W. K., Weisel, C. P. et Liroy, P. J. (1990b), Routes of chloroform exposure and body burden from showering with chlorinated tap water, *Risk Anal*, 10(4), 575-580.
- 15** Kim, H., Haltmeier, P., Klotz, J. B. et Weisel, C. P. (1999), Evaluation of biomarkers of environmental exposures: urinary haloacetic acids associated with ingestion of chlorinated drinking water, *Environ Res*, 80(2 Pt 1), 187-195.
- 16** King, W. D. (2001), Epidemiological studies of disinfection by-products and cancer risk, In *Microbial pathogens and disinfection by-products in drinking water : Health effects and management of risks* (Eds, G.F. Craun, Hauchman, F.S. and Robinson, D.E.) ILSI Press, Washington, D.C., pp. 243-254.
- 17** Kuo, H. W., Chiang, T. F., Lo, H., Lai, J. S., Chan, C. C. et Wang, J. D. (1997), VOC concentration in Taiwan's household drinking water, *Sci Total Environ*, 208(1-2), 41-47.
- 18** Laferrière, M., Levallois, P. et Gingras, S. (1999), La problématique des trihalométhanes dans les réseaux d'eau potable s'alimentant en eau de surface dans le Bas St-Laurent, *Vecteur Environnement*, 32(3), 38-43.
- 19** Levallois, P. (1997), Qualité de l'eau potable et trihalométhanes, *Bulletin d'information en santé environnementale*, 8(6), 1-4.
- 20** Levallois, P., Lévesque, B., Rochette, L., Grondin, J. et Bouchard, C. (1999), Drinking water quality from individual treatment devices in residences supplied with municipal drinking water In *Balancing risks and reason. Proceedings of the seventh national conference on drinking water*(Eds, W. Robertson and Somers, G.), Charlottetown, Prince Edward Island, Canada August 1996, p. 293-299.
- 21** Lévesque, B., Ayotte, P., LeBlanc, A., Dewailly, E., Prud'Homme, D., Lavoie, R., Allaire, S. et Levallois, P. (1994), Evaluation of dermal and respiratory chloroform exposure in humans, *Environ Health Perspect*, 102(12), 1082-1087.
- 22** Lévesque, B., Ayotte, P., Tardif, R., Charest-Tardif, G., Dewailly, E., Prud'Homme, D., Gingras, G., Allaire, S. et Lavoie, R. (2000a), Evaluation of the health risk associated with exposure to chloroform in indoor swimming pools, *J Toxicol Environ Health A*, 61(4), 225-243.
- 23** Lévesque, B., Ayotte, P., Tardif, R., Ferron, L., Gingras, S., Schlouch, E., Gingras, G., Levallois, P. et Dewailly, E. (2002), Cancer risk associated with household exposure to chloroform, *J Toxicol Environ Health A*, 65(7), 489-502.
- 24** Lévesque, B., Ayotte, P., Tardif, R., Ferron, L., Gingras, S., Schlouch, E., Gingras, G., Levallois, P. et Dewailly, É. (2000b), Étude pilote : Évaluation de la charge corporelle de chloroforme induite par la douche et le bain pour les citoyens des municipalités utilisant le fleuve Saint-Laurent comme source d'eau potable, *Saint-Laurent Vision 2000*, 30 p.
- 25** Meier, J. R. (1988), Genotoxic activity of organic chemicals in drinking water, *Mutat Res*, 196(3), 211-245.
- 26** Mills, C. J., Bull, R. J., Cantor, K. P., Reif, J., Hrudey, S. E. et Huston, P. (1998), Workshop report. Health risks of drinking

water chlorination by-products: report of an expert working group, *Chronic Dis Can*, 19(3), 91-102.

- 27 Milot, J., Rodriguez, M. J. et Sérodes, J. B. (2000), Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes, *Journal of Environmental Management*, 60, 155-171.
- 28 Ministère de l'Environnement du Québec (2002), Système informatisé "Eau potable", Accessible à: M. Didier Bicchi, Chef du Service expertise technique en eau, MENV, Consulté en: Mai 2002.
- 29 Nieuwenhuijsen, M. J., Toledano, M. B., Eaton, N. E., Fawell, J. et Elliott, P. (2000a), Chlorination disinfection byproducts in water and their association with adverse reproductive outcomes: a review, *Occup Environ Med*, 57(2), 73-85.
- 30 Nieuwenhuijsen, M. J., Toledano, M. B. et Elliott, P. (2000b), Uptake of chlorination disinfection by-products; a review and a discussion of its implications for exposure assessment in epidemiological studies, *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 10(6 Pt 1), 586-599.
- 31 Organisation mondiale de la Santé (2000), Trihalométhanes, In Directives de qualité pour l'eau de boisson; Volume 2 - Critères d'hygiène et documentation à l'appui, Genève, pp. 913-939.
- 32 Rodriguez, M. J. et Serodes, J. B. (2001), Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems, *Water Res*, 35(6), 1572-1586.
- 33 Rossman, L. A., Brown, R. A., Singer, P. C. et Nuckols, J. R. (2001), DBP formation kinetics in a simulated distribution system, *Water Res*, 35(14), 3483-3489.
- 34 Santé Canada (1993), Les trihalométhanes. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documentation à l'appui, Accessible à: www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/trihalomethanes/index-fra.php, Consulté le 11 juin 2015.
- 35 Santé Canada (1999), Votre santé et vous - Chloration de l'eau, Accessible à: www.hc-sc.gc.ca/hl-vs/iyh-vsv/envIRON/chlor-fra.php, Consulté le 11 juin 2015.
- 36 Santé Canada (2000), Sous-produits chlorés de désinfection (SPCD).
- 37 Santé Canada (2002), Résumé des recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (résumé préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du comité fédéral-provincial-territorial de l'hygiène du milieu et du travail), Accessible à: www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/index-fra.php, Consulté le 11 juin 2015.
- 38 Santé Canada (2003), Questions et réponses sur les dispositifs de traitement de l'eau de consommation, Accessible à: www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/faq_devices-dispositifs-fra.php, Consulté le 11 juin 2015.
- 39 Scharfenaker, M. A. (2001), USEPA offers first glimpse of stage 2 D/DBPR, *Journal of the American Water Works Association*, 93(12), 20-34.
- 40 Shepherd, J. L., Corsi, R. L. et Kemp, J. (1996), Chloroform in indoor air and wastewater: the role of residential washing machines, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46, 631-642.
- 41 Singer, P. C. (1993), Formation and characterization of disinfection by-products, In *Safety of water disinfection : Balancing chemical & microbial risks* (Ed, Gunther F. Craun) ILSI Press, Washington, D.C., pp. 201-219.
- 42 Trabaris, M., Xu, X., Laskin, J. D., Mariano, T. M. et Weisel, C. P. (2001), In vitro dermal exposure assessment of drinking water disinfection by-products In *Micobial/disinfection by-products health effects symposium*, March 24-26 2001, Marriott Hickory Ridge Conference Center, Lisle, Illinois.
- 43 Tremblay, H. (1999), La problématique des trihalométhanes pour les réseaux s'alimentant en eau de surface au Québec, *Service de l'assainissement des eaux et du traitement des eaux de consommation, Direction des politiques du secteur municipal, ministère de l'Environnement du Québec*, 22 p.
- 44 United States Environmental Protection Agency (1979), National interim primary drinking water regulations ; Control of trihalomethanes in drinking water ; Final rule, In *Federal Register* (40 CFR Part 141, November 1979), p. 68624-68707.
- 45 United States Environmental Protection Agency (1994), National primary drinking water regulations ; Disinfectants and disinfection byproducts ; Proposed rule, In *Federal Register Part II* (40 CFR Parts 141 and 142, July 1994), p. 38668-38829.
- 46 United States Environmental Protection Agency (1998), National primary drinking water regulations ; Disinfectants and disinfection byproducts ; Final rule, In *Federal Register Part IV* (40 CFR Parts 9, 141 and 142, December 1998), p. 69390-69476.
- 47 Weisel, C. P. et Jo, W. K. (1996), Ingestion, inhalation, and dermal exposures to chloroform and trichloroethene from tap water, *Environ Health Perspect*, 104(1), 48-51.
- 48 Weisel, C. P., Kim, H., Haltmeier, P. et Klotz, J. B. (1999), Exposure estimates to disinfection by-products of chlorinated drinking water, *Environ Health Perspect*, 107(2), 103-110.
- 49 World Health Organization (2000), *Environmental Health Criteria 216. Disinfectants and disinfectant by-products*, Geneva, 499 p.
- 50 Wright, J. M., Schwartz, J., Vartiainen, T., Maki-Paakkanen, J., Altshul, L., Harrington, J. J. et Dockery, D. W. (2002), 3-Chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furanone (MX) and mutagenic activity in Massachusetts drinking water, *Environ Health Perspect*, 110(2), 157-164.

Fiche rédigée initialement par Jean-Claude Belles-Isles, Karine Chaussé, en collaboration avec Denise Phaneuf et les membres du groupe scientifique sur l'eau de l'Institut national de santé publique du Québec

Mise à jour : décembre 2002

Québec 

© 2001-2016 Gouvernement du Québec

URL de la page (modifiée le 06/17/2015 - 11:18) : <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/trihalomethanes>