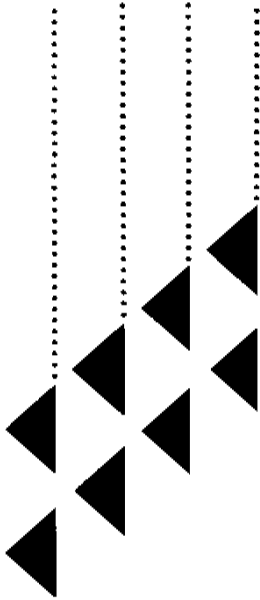




Santé
Canada Health
Canada

Étude nationale sur les sous-produits de désinfection chlorés dans l'eau potable au Canada



Étude nationale sur les sous-produits de désinfection chlorés dans l'eau potable au Canada

Direction de l'hygiène du milieu
Direction générale de la protection de la santé

Notre mission est d'aider les Canadiens et les Canadiennes
à maintenir et à améliorer leur état de santé.

Santé Canada

Publication autorisée par le ministre de la Santé
nationale et du Bien-être social
1995

Also available in English under the title:
*A National Survey of Chlorinated Disinfection
By-Products in Canadian Drinking Water*

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada, 1995
Cat. H46-2/95-197F
ISBN 0-662-80980-7

Pour obtenir un exemplaire du présent rapport, s'adresser à :
Direction des communications et de la consultation
Publications, Santé Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0K9

95-DHM-197



Résumé

L'objectif de cette étude a été la détermination des concentrations de sous-produits de désinfection halogénés dans les réseaux de distribution d'eau potable au Canada, pour lesquels le chlore a été utilisé à une étape donnée du processus de traitement. Les effets des agents désinfectants appliqués (chlore, chloramine et ozone), des variations saisonnières (été et hiver) et des variations spatiales (usine de traitement et réseau de distribution) ont été étudiés. Les principaux sous-produits de désinfection rencontrés pour tous les procédés de traitement ont été les trihalométhanes et les acides haloacétiques. Et les niveaux de concentration des acides haloacétiques sont souvent aussi élevés, voire même plus élevés que ceux des trihalométhanes. Les haloacétonitriles, les halopropanones, l'hydrate de chloral et la chloropicrine ont généralement été détectés dans les échantillons d'eau traitée, mais à des concentrations plus faibles. Les niveaux moyen et médian des trihalométhanes sont plus élevés en été qu'en hiver, et cela pour les trois procédés de traitement, et ils augmentent dans le réseau de distribution, excepté pour le traitement chlore-chloramine. Les niveaux moyen et médian de l'acide trichloroacétique pour la désinfection chlore-chlore augmentent dans le réseau de distribution, mais les niveaux hivernal et estival sont similaires. Les niveaux moyen et médian de l'acide trichloroacétique pour les traitements chlore-chloramine, ozone-chlore et ozone-chlor(amin)e, ainsi que les niveaux moyen et médian de l'acide dichloroacétique pour tous les procédés sont légèrement plus élevés en été qu'en hiver, mais n'augmentent pas dans le réseau de distribution. Des études supplémentaires seraient nécessaires pour énoncer plus en détail les variations spatiales et temporelles des niveaux des sous-produits de désinfection dans l'eau potable pour des sites donnés. Afin d'obtenir une estimation exacte de l'exposition humaine aux sous-produits de désinfection présents dans l'eau potable, il semblerait que les échantillons doivent être prélevés non pas à l'usine de traitement, mais chez le consommateur. Des études supplémentaires sont en cours afin de déterminer la stratégie d'échantillonnage la plus appropriée.

Remerciements

Ce rapport a été préparé par David T. Williams, Guy L. Lebel et Frank M. Benoit. Des remerciements sont adressés au personnel des usines de traitement pour leur coopération lors de l'échantillonnage, de même qu'à R. O'Grady et S. Shah pour leur aide technique.

Table des matières

Résumé	3	Figures	
Remerciements	3	Figure 1. Répartition des sites en fonction des niveaux de THMT	13
Introduction	7	Figure 2. Répartition des sites en fonction des niveaux de ADCA	15
Échantillonnage et procédures analytiques	8	Figure 3. Répartition des sites en fonction des niveaux de ATCA	16
Résultats et discussion	9	Figure 4. Répartition des sites en fonction des niveaux de HC	18
Trihalométhanes	10	Figure 5. Pourcentage de spéciation des SPD en présence de l'ion bromure	19
Acides haloacétiques	14		
Autres sous-produits de désinfection	17		
Corrélation des SPD avec d'autres paramètres	17		
Conclusions	20	Tableaux	
Références	21	Tableau 1 Lieux d'échantillonnage	8
Annexes	23	Tableau 2 Analyse des SPD lors d'une étude nationale (1993)	10
Annexe 1 – Questionnaire	25	Tableau 3 Les SPD ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau potable au Canada (1993)	12
Annexe 2 – Protocole d'échantillonnage et méthodologie analytique	27	Tableau 4 % de répartition des THM dans l'eau potable	14
Annexe 3 – Fiches d'informations sur les sites d'échantillonnage	31	Tableau 5 Les TOX [$\mu\text{g Cl}^-/\text{L}$] dans l'eau potable	14
Annexe 4 – Recommandations sur l'eau potable	85	Tableau 6 Spéciation des SPD dans l'eau potable	20
		Tableau 7 Recouvrement (%) dans l'eau brute fortifiée (n=14)	29

Introduction

La désinfection de l'eau destinée à la consommation s'est révélée d'une grande efficacité quant à la destruction ou l'inactivation des micro-organismes pathogènes pour l'homme, particulièrement ceux qui sont à l'origine de la fièvre typhoïde et du choléra (Ellis, 1991). Toutefois, l'absence de désinfection adéquate peut tout de même entraîner des épidémies de choléra (Glass *et al.*, 1992). Par conséquent, il est reconnu au Canada que la désinfection de toutes les eaux de surface utilisées à des fins de consommation humaine est cruciale et que le risque lié aux micro-organismes pathogènes excède de loin celui des sous-produits de désinfection (SPD), composés chimiques formés durant le traitement de l'eau potable. Le défi consiste donc à minimiser les risques potentiels liés aux SPD, sans toutefois compromettre l'efficacité de la désinfection.

Le chlore est efficace en temps que désinfectant primaire aussi bien que résiduel et est relativement simple à utiliser. Toutefois, le chlore réagit aussi avec la matière organique biogène, tels les acides humiques et fulviques, présents dans toute eau de surface naturelle. Les contaminants organiques chlorés qui en résultent ont largement été signalés dans les réseaux de distribution d'eau potable; toutefois, étant donné l'extrême complexité chimique en jeu, il n'est pas possible de prévoir les concentrations des divers SPD qui vont se former dans un échantillon d'eau donné. Suite aux premiers rapports de Rook (1974) et Bellar *et al.* (1974), les préoccupations initiales se sont portées sur les effets sur la santé et les niveaux des trihalométhanes (THM) dans l'eau potable. Des études plus récentes ont aussi englobé les acides haloacétiques (AHA), les haloacétonitriles (HAN), la chloropicrine (CPK), l'hydrate de chloral (HC), et autres SPD. L'Organisation mondiale de la santé a publié pour l'eau potable des recommandations (OMS, 1993) pour le chloroforme (TCM, 0,2 mg/L), le bromodichlorométhane (BDCM, 0,06 mg/L), le dibromochlorométhane (DBCM, 0,1 mg/L) et le bromoforme (TBM, 0,1 mg/L), ainsi que des valeurs recommandées à titre provisoire pour l'acide dichloroacétique (ADCA, 0,05 mg/L), l'acide trichloroacétique (ATCA, 0,1 mg/L), l'hydrate de chloral (HC, 0,01 mg/L), le dichloroacétonitrile (DCAN, 0,09 mg/L), le dibromoacétonitrile (DBAN, 0,1 mg/L) et le trichloroacétonitrile (TCAN, 0,001 mg/L). En plus des recommandations pour

chacun des THM, l'Organisation mondiale de la santé propose (OMS, 1993) qu'une recommandation pour les THM totaux (THMT) soit déduite de la somme des rapports (rapport ne devant pas être supérieur à 1) de la valeur mesurée sur la valeur recommandée pour chacun des THM. Il faut souligner que les recommandations de l'OMS ne sont pas reconnues officiellement au Canada, et qu'elles ne prennent pas en considération le "réalisable", qui est l'un des caractères des recommandations canadiennes. Actuellement, le niveau maximal de contaminants fixé par l'USA-EPA pour les THMT est de 0,1 mg/L; toutefois, une réglementation sur les sous-produits de désinfection (*Disinfectants-Disinfection By-products Rule*), qui devrait être promulguée par l'USA-EPA en 1996 (USA-EPA 1991, AWWA 1994, Pontius 1995), va fixer de nouveaux taux de contaminants maximaux pour les THMT (0,08 mg/L) et pour un ensemble de cinq acides haloacétiques (AHA5, 0,06 mg/L). Une concentration maximale acceptable provisoire (CMAP) pour les THMT (0,1 mg/L) a récemment été fixée dans les recommandations pour l'eau potable au Canada (Santé Canada, impression en cours). Il n'existe aucune recommandation canadienne pour les autres sous-produits de désinfection; cependant une recommandation pour les acides haloacétiques est en cours d'élaboration.

Il a été signalé que la formation des SPD est fonction de la concentration de précurseurs, de la dose de chlore, du pH de la chloration, de la température, du temps de contact et de la concentration de l'ion bromure. Stevens *et al.* (1989) ont étudié la formation et le contrôle des SPD et ont montré que la variable chimique la plus importante dans la formation des SPD lors de la chloration était le pH, que la formation des THM augmentait à pH élevé et diminuait à pH faible, que la formation d'ATCA était minimale à pH élevé et maximale à pH faible, tandis que la formation de l'ADCA était essentiellement indépendante du pH de la réaction. Cela implique que certaines mesures destinées à faire diminuer la production de THM pourraient favoriser la formation d'autres SPD. La présence des THM, HAN, AHA, CPK et autres SPD dans l'eau potable a été signalée dans trente-cinq installations de traitement de l'eau aux États-Unis (Krasner *et al.*, 1989) et dans trente-cinq installations de traitement de l'eau dans l'Utah (Nieminski *et al.*, 1993). L'étude nationale sur l'eau potable au Canada menée en

1976 a été centrée sur les THM (Williams et Otson, 1978; Williams *et al.*, 1980).

L'étude actuelle sur les niveaux de SPD dans l'eau potable au Canada était destinée à fournir des données qui pourraient être utilisées pour élaborer de futures recommandations pour l'eau potable au Canada. Dix-sept SPD chlorés différents ont été déterminés, ainsi que l'ion bromure, le carbone organique total et les composés organo-halogénés totaux.

Échantillonnage et procédures analytiques

Les 53 sites examinés (tableau 1) ont été sélectionnés d'un commun accord avec les responsables provinciaux et représentaient la plupart des agglomérations à forte densité de population dans neuf provinces; cette étude ne comprenait pas l'Île-du-Prince-Édouard en raison de l'utilisation limitée du chlore dans cette province. Les 53 sites ont été sélectionnés de manière à représenter les principales régions peuplées du pays et ont été répartis comme suit : <10 000 – 2 sites, 10 000 à 100 000 – 17 sites et >100 000 – 34 sites. Un questionnaire (annexe 1) sur les procédés de traitement de l'eau et les modes d'exploitation a été préparé afin de relever les conditions d'exploitation de l'usine au moment de l'échantillonnage, ainsi que la localisation de chacun des sites d'échantillonnage. Les usines de traitement puisaient l'eau brute dans les principaux types de sources canadiennes : lacs, rivières et puits. Trois principaux procédés de désinfection étaient utilisés dans les usines de traitement de l'eau examinées dans cette étude, à savoir chlore-chlore, chlore-chloramine et ozone-chlor(amine).

Les échantillons ont été prélevés en 1993, en hiver (février-mars) et en été (août-septembre), périodes auxquelles on estime que les taux de SPD sont respectivement à leur minimum et à leur maximum. Afin de minimiser les variations dans les techniques d'échantillonnage, le nombre de personnes qui l'ont effectué a été réduit au minimum. Quatre technologues ont effectué l'échantillonnage hivernal et un technologue s'est occupé de l'échantillonnage estival. Ils ont prélevé des échantillons multiples d'eau brute, d'eau traitée, au niveau de l'usine (après désinfection totale mais avant distribution), et d'eau traitée, à un robinet ayant bien coulé auparavant, à un point donné du réseau de distribution (à peu près au milieu), à environ 5-10 kilomètres de l'usine de traitement. Les échantillons d'eau destinés à l'analyse des AHA ont été prélevés dans des bouteilles ambrées contenant du thiosulfate de sodium; ceux qui étaient destinés à l'analyse des THM, des HAN, des chloropropanones, de l'hydrate de chloral et de la chloropicrine ont été prélevés dans des bouteilles ambrées contenant du chlorure d'ammonium et ajustés à un pH de 4,5 au moment de l'échantillonnage. LeBel et Williams (1995) ont montré qu'il était crucial d'ajuster le pH des échantillons d'eau à 4,5 au moment de l'échantillonnage afin de prévenir ou de minimiser la production de THM supplémentaires durant le transport et l'entreposage. De plus, des échantillons ont été prélevés dans des bouteilles prélavées pour analyser le carbone organique

Tableau 1
Lieux d'échantillonnage

Province	Site	Source d'eau	Désinfectant
Terre-Neuve	St-John's(Windsor)	Lac	CL
	St-John's(Bull Pond)	Lac	CL,O
Nouvelle-Écosse	Dartmouth	Lac	CL
	Halifax	Lac	CL
	New Glasgow	Lac	CL
	Truro	Barrage	CL
Nouveau-Brunswick	Fredericton	Puits	CL
	Moncton	Rivière	CL
	Oromocto	Rivière	CL
	Saint John East	Lac	CL
Québec	Drummondville	Rivière	CL
	Gatineau	Rivière	CL
	Granby	Rivière	CL
	Laval	Rivière	CL,O
	Lévis	Rivière	CL
	Montréal	Rivière	CL
	Pierrefonds	Rivière	O,CA
	Québec	Rivière	CL,O
	Repentigny	Rivière	CL,O
	St-Jean	Rivière	CL,O
	Trois-Rivières	Rivière	CL
Ontario	Barrie	Puits	CL
	Brantford	Rivière	CL,CA
	Grand Bend	Lac	CL
	Guelph	Puits	CL
	Kingston	Lac	CL
	Mississauga	Lac	CL,CA
	North Bay	Lac	CL
	Ottawa(Britannia)	Rivière	CL,CA
	Ottawa(Lemieux)	Rivière	CL,CA
	Peterborough	Rivière	CL
	St-Catharines	Lac	CL
	Sudbury	Rivière	CL
	Toronto	Lac	CL,CA
Manitoba	Letellier	Rivière	CL
	Portage-La-Prairie	Rivière	CL,O
	Selkirk	Rivière	CL
	Winnipeg	Lac	CL
	Whitemouth	Rivière	CL
Saskatchewan	Moose Jaw	Lac	CL
	Prince Albert	Rivière	CL
	Saskatoon	Rivière	CL,CA
	Swift Current	Lac	CL
Alberta	Calgary	Lac	CL
	Edmonton	Rivière	CL,CA
	Lethbridge	Rivière	CL,CA
	Red Deer	Rivière	CL,CA
Colombie-Britannique	Chilliwack	Rivière	CL
	Kamloops	Puits, Rivière	CL
	Nanaimo	Lac	CL
	Penticton	Lac	CL
	Vancouver	Lac	CL
	Victoria	Lac, Rivière	CL,CA

CL – chlore
CA – chloramine
O – ozone

total, l'halogène organique total et l'ion bromure. Les bouteilles ont été remplies à ras bords, fermées hermétiquement avec des capsules garnies de téflon, transportées au laboratoire dans une glacière par l'itinéraire le plus rapide, et entreposées dans une chambre froide jusqu'au moment de l'analyse (généralement entre 1 et 4 jours). Les protocoles d'échantillonnage sont présentés de manière très détaillée dans l'annexe 2.

Les échantillons d'eau, qui ont été ajustés à pH 4,5 sur le site, ont été extraits avec du méthyl t-butyléther (MTBE) pour l'analyse des THM, des HAN, des chloropropanones, de l'hydrate de chloral et de la chloropicrine par chromatographie gazeuse Varian Vista 6000 GC munie d'un détecteur à capture d'électrons (CG-DCE), d'un injecteur en tête de colonne et d'une colonne capillaire J&W DB-5. Le pH des échantillons d'eau pour l'analyse des AHA a été ajusté au laboratoire; puis les échantillons ont été extraits avec du diéthyléther, et les AHA ont été convertis en leurs esters de méthyle qui ont été analysés par chromatographie gazeuse munie d'un détecteur de spectrométrie de masse (CG-SM; détection d'ions sélectionnés) Finnigan MAT 90 CG-SM et équipée d'une colonne capillaire DB-1701. L'analyse de l'ion bromure a été réalisée par chromatographie ionique, celle du carbone organique total à l'aide de l'appareil d'analyse SKALAR SA5 à débit segmenté et celle des composés organo-halogénés totaux à l'aide de l'appareil d'analyse Mitsubishi TOX-10. Les paramètres instrumentaux ainsi que les renseignements complets sur les méthodes analytiques sont présentés dans l'annexe 2, et la liste des limites quantifiables pour chacun des paramètres est dressée dans le tableau 2.

À des fins de contrôle de qualité, les échantillons ont été prélevés au moins en double et des échantillons de contrôle ont été ajoutés dans chaque groupe de composés à analyser (généralement un échantillon témoin pour deux sites). Pour toutes les méthodes analytiques des SPD, des étalons internes ont été utilisés et la quantification a été basée sur les facteurs de réponse établis au moyen d'expériences à différents niveaux de concentration, lors desquelles les échantillons fortifiés ont été analysés dans des conditions identiques. Des échantillons fortifiés supplémentaires ont été analysés à intervalles réguliers. Les SPD identifiés par CG-DCE ont été confirmés par CG-SM ou par CG-DCE sur une seconde colonne (DB-17). Chaque semaine durant la période d'analyse, des échantillons en double de 30 mL d'eau souterraine, ne contenant pas d'AHA, ont été fortifiés avec un mélange d'étalons d'AHA d'une concentration donnée, puis entreposés dans un réfrigérateur jusqu'à la semaine suivante, et analysés en même temps que les échantillons des sites selon la méthode décrite ci-dessus.

Résultats et discussion

Les échantillons d'eau brute et traitée, à la sortie de l'usine et dans le réseau de distribution ont été prélevés dans cinquante-trois sites, à deux occasions (hiver et été) en 1993, pour l'analyse des SPD dont la liste est dressée dans le tableau 2. Les composés qui y sont présentés ont été sélectionnés d'une part en fonction de leur occurrence en tant que SPD halogénés dans l'eau potable désinfectée par le chlore, et d'autre part en fonction de la possibilité de les prendre en considération pour les inclure dans les recommandations pour l'eau potable au Canada. Un site a été exclu des analyses statistiques, après qu'il ait été déterminé que du chlore était ajouté à la source d'eau brute, à quelque 160 km de la municipalité et que, par conséquent, on ne disposait d'aucun échantillon représentatif d'eau brute ou d'eau traitée au niveau de l'usine. Les échantillons d'eau (brute et traitée, à la sortie de l'usine et dans le réseau de distribution) ont été prélevés dans les trois lieux d'échantillonnage le même jour. De ce fait, l'eau brute et l'eau traitée à la sortie de l'usine présentent un profil organique similaire. En revanche, l'eau prélevée dans le réseau de distribution est plus ancienne et a été traitée à l'usine à une date antérieure à la date d'échantillonnage, qui reste indéterminée; un tel échantillon pouvait avoir une composition organique différente et avoir subi des variations mineures dans le processus de traitement. Il est difficile d'établir le temps de séjour exact (du traitement à l'échantillonnage) d'une eau dans le réseau de distribution, en raison du grand nombre de paramètres qui déterminent le temps de stagnation dans le réseau avant l'arrivée au robinet; d'ailleurs, celui-ci variera certainement d'une installation à l'autre selon la taille et le potentiel de l'usine de traitement ainsi que la consommation d'eau.

Tableau 2
Analyse des SPD lors d'une étude nationale (1993)

Composé	LMQ*
Chloroforme (CHCl ₃) [TCM]	0,2 µg/L
Bromodichlorométhane (CHBrCl ₂) [BDCM]	0,1 µg/L
Chlorodibromométhane (CHBr ₂ Cl) [CDBM]	0,1 µg/L
Bromoforme (CHBr ₃) [TBM]	0,1 µg/L
Acide Monochloroacétique (CH ₂ ClCOOH) [AMCA]	0,01 µg/L
Acide Dichloroacétique (CHCl ₂ COOH) [ADCA]	0,01 µg/L
Acide Trichloroacétique (CCl ₃ COOH) [ATCA]	0,01 µg/L
Acide Monobromoacétique (CH ₂ BrCOOH) [AMBA]	0,01 µg/L
Acide Dibromoacétique (CHBr ₂ COOH) [ADBA]	0,01 µg/L
Dichloroacétonitrile (CHCl ₂ CN) [DCAN]	0,1 µg/L
Trichloroacétonitrile (CCl ₃ CN) [TCAN]	0,1 µg/L
Bromochloroacétonitrile (CHBrClCN) [BCAN]	0,1 µg/L
Dibromoacétonitrile (CHBr ₂ CN) [DBAN]	0,1 µg/L
1,1-Dichloro-2-propanone (CHCl ₂ COCH ₃) [DCP]	0,1 µg/L
1,1,1-Trichloro-2-propanone (CCl ₃ COCH ₃) [TCP]	0,1 µg/L
Hydrate de Chloral (CCl ₃ CH(OH) ₂) [HC]	0,1 µg/L
Chloropicrine (CCl ₃ NO ₂) [CPK]	0,1 µg/L
Ion Bromure (hiver)	0,01 mg/L
Ion Bromure (été)	0,002 mg/L
Carbone Organique Total [COT]	0,1 mg/L
Halogènes Organiques Totaux [TOX]	5,0 µg/L

*LMQ = limite minimum de quantitation

Dans trente-sept des cinquante-deux installations, les principaux procédés de traitement utilisés étaient la désinfection couplée à la coagulation à l'alun et à la filtration; dans les quinze autres seule la désinfection était utilisée comme procédé principal. La pré-et/ou post-chloration (chlore-chlore) était utilisée dans trente-cinq installations et la pré-chloration couplée à la post-chloramination (chlore-chloramine) était utilisée dans dix installations. L'ozone couplé au chlore ou à la chloramine (ozone-chlor(amin)e) était utilisé dans sept installations; certaines de ces installations avaient recours à une pré-chloration à des taux importants durant l'été, afin de contrôler la croissance d'algues et de prévenir l'encrassement des filtres. Les sources d'eau brute étaient les rivières (28), les lacs (18), les puits (3), un lac de retenue (1) et un mélange de ces sources (2). L'annexe 3 contient, pour chaque municipalité, une fiche d'informations sur laquelle sont indiqués la source d'eau brute et le processus général utilisé pour le traitement de l'eau. Ces fiches précisent aussi les niveaux de SPD présentés dans le tableau 2, et ceci pour les échantillons d'eau brute, d'eau traitée et d'eau de distribution prélevés en hiver et en été.

Les résultats individuels ont respectivement été envoyés à chacune des municipalités et des provinces participant à l'étude, accompagnés des passages pertinents des recommandations du Canada et de l'OMS sur l'eau potable et d'une description des effets toxiques attribués à chacun des sous-produits de désinfection (voir annexe 4). Bien que les données sur les SPD soient comparables aux valeurs recommandées, il faut préciser que la présente étude n'était pas destinée à évaluer la conformité aux valeurs recommandées. Comme il est montré dans l'annexe 4, il est recommandé, dans un but de conformité, de mesurer les THMT au moins tous les trois mois afin d'en obtenir une moyenne annuelle. Cette approche est particulière-

ment appropriée pour les substances cancérigènes, qui nécessitent généralement de longues périodes d'exposition avant que les effets n'apparaissent. Ce n'est pas l'approche qui est adoptée lorsqu'il s'agit d'effets autres que cancérigènes, d'où le fait que pour l'ADCA, l'ATCA et l'HC, des périodes d'exposition plus courtes soient jugées significatives. Toutefois, même dans ces cas, les expositions à court terme à des concentrations dépassant les valeurs recommandées, si elles restent occasionnelles, peuvent ne pas être un motif de préoccupation. Comme il est clairement exposé dans la recommandation relative aux THMT (annexe 4), la solution à tout problème rencontré avec de fortes concentrations de sous-produits de désinfection consiste à **ne pas réduire la désinfection car cela engendrerait un risque inacceptable pour la santé**. L'approche privilégiée consiste à diminuer le taux de précurseurs organiques présents dans l'eau brute, qui réagissent avec le désinfectant pour engendrer des sous-produits. Un bon suivi du système de traitement peut aussi entraîner une baisse des sous-produits sans toutefois nuire à la désinfection.

Les niveaux moyens et médians des principaux SPD de chaque groupe de composés analysés, ainsi que leurs gammes de concentrations, en été et en hiver, sont présentés dans le tableau 3 pour les trois principaux procédés de désinfection, et ceci pour les échantillons prélevés à l'usine de traitement juste avant distribution et dans le réseau de distribution (approximativement au milieu). Les SPD à analyser étaient soit non détectables, soit rencontrés à des niveaux extrêmement faibles dans les échantillons d'eau brute. Dans la plupart des installations, les entités le plus rencontrées étaient les SPD chlorés et, parmi ceux-ci, les principaux étaient le TCM, l'ADCA et l'ATCA. Les concentrations des autres SPD analysés étaient généralement d'un ordre de grandeur en moins.

TriHaloMéthanes

Les pourcentages de répartition des THM, en hiver et en été, pour les échantillons d'eau traitée prélevés à l'usine et dans le réseau de distribution, sont présentés dans le tableau 4. Le pourcentage de chloroforme était plus élevé en été qu'en hiver pour les trois procédés de traitement et légèrement plus élevé pour le traitement chlore-chlore que pour les deux autres procédés. Les taux des THM contenant du brome étaient légèrement plus élevés dans les échantillons hivernaux et pour les procédés de traitement chlore-chloramine et ozone-chlor(amin)e. Le principal THM détecté était le chloroforme, excepté dans trois installations où l'eau souterraine (COT faible) était traitée par chloration minimale et, de ce fait, présentait des niveaux en THMT faibles (<15 µg/L). Dans ces trois sites, les principaux THM détectés étaient le chlorodibromométhane (2 sites) et le bromoforme (1 site). Pour le traitement chlore-chlore, les niveaux moyens de THMT (tableau 3) étaient supérieurs en été qu'en hiver (p. ex. 62,5 µg/L et 33,4 µg/L pour les échantillons prélevés dans le réseau de distribution) et étaient supérieurs dans le réseau de distribution qu'à l'usine de traitement (p. ex. 62,5 µg/L et 33,5 µg/L pour les échantillons estivaux). En ce qui concerne le traitement chlore-chloramine, les niveaux moyens de THMT étaient

supérieurs en été qu'en hiver (p. ex. 32,8 µg/L et 13,7 µg/L pour les échantillons prélevés dans le réseau de distribution), mais les niveaux moyens et médians de THMT à l'usine de traitement étaient similaires à ceux du réseau de distribution, pour l'hiver et pour l'été. Les installations utilisant l'ozone dans leur processus de traitement présentaient des niveaux de THMT moyens faibles en hiver mais, en été, des niveaux moyens et médians similaires ou supérieurs à ceux des installations utilisant le traitement chlore-chlore. Une raison vraisemblable en est l'usage fréquent, dans certaines installations, de la préchloration afin d'aider la désinfection par ozonation durant les mois où l'eau est chaude. Ceci est clairement confirmé (tableau 5) par l'augmentation importante des concentrations moyennes de TOX dans les échantillons estivaux par rapport aux échantillons hivernaux pour les installations utilisant l'ozone. La répartition des installations en fonction des concentrations de THMT est présentée sur la figure 1 pour les échantillons provenant de l'usine et du réseau de distribution et pour les trois procédés de traitement. Tandis que la majorité des installations présentaient des niveaux de THMT relativement faibles (<50 µg/L) pour les trois procédés de traitement en été et en hiver, un petit nombre d'installations en présentaient des niveaux assez élevés (>100 µg/L), particulièrement en été (excepté pour la désinfection chlore-chloramine). Ceci est aussi confirmé dans le tableau 3, où les valeurs médianes de THMT sont plus faibles que les valeurs moyennes, excepté pour le traitement par ozone.

Les données de la présente étude canadienne sur les THMT sont en accord avec les données rapportées pour les installations des États-Unis. Une étude menée en 1987 sur 727 installations américaines présentait pour les THMT des valeurs médianes respectives de 44 et 30 µg/L pour l'été et l'hiver pour les échantillons prélevés à l'usine de traitement après désinfection mais avant distribution (McGuire et Meadow, 1988). Une autre étude, menée en 1988-89 sur 35 installations aux États-Unis, présentait aussi des valeurs médianes respectives des THMT de 44 et 30 µg/L en été et en hiver, pour les échantillons prélevés à l'usine de traitement (Krasner *et al.*, 1989). Aucune analyse de données par type de désinfectant n'était fournie. Dans une étude menée en 1990 sur 35 installations de l'Utah utilisant le chlore comme unique désinfectant, les valeurs médianes (moyennes) estivales signalées pour les THMT étaient de 22,4 (31,3) µg/L et 55,7 (60,0) µg/L, pour les échantillons prélevés respectivement à la sortie de l'usine et dans le réseau de distribution; pour un sous-ensemble de 14 installations, des valeurs médianes (moyennes) respectives de 21,6 (28,8) µg/L et 15,9 (20,9) µg/L pour les échantillons estivaux et hivernaux, prélevés à la sortie de l'usine, ont été signalées pour les THMT (Nieminski *et al.*, 1993).

Tableau 3
Les SPD ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau potable au Canada (1993)

Composé	Traitement	Site	Hiver			Été		
			Moyenne	Médiane	Gamme	Moyenne	Médiane	Gamme
THMT	Chlore – Usine		16,8	10,9	2,0 – 67,9	33,5	17,2	1,6 – 120,8
	Chlore Réseau		33,4	21,8	2,8 – 221,1	62,5	33,8	0,3 – 342,4
	Chlore – Usine		12,1	10,1	0,6 – 40,3	31,2	19,7	2,9 – 80,1
	Chloramine Réseau		13,7	10,9	1,5 – 42,1	32,8	21,7	4,3 – 85,2
	Ozone – Usine		6,8	5,7	1,7 – 12,3	44,0	57,4	2,5 – 74,9
	Chlor(amin)e Réseau		9,9	11,0	2,4 – 15,4	66,7	90,9	4,9 – 107,8
ADCA	Chlore – Usine		13,2	9,0	0,3 – 45,4	21,1	12,5	0,6 – 163,3
	Chlore Réseau		15,6	11,8	0,2 – 63,6	19,0	10,4	0,3 – 120,1
	Chlore – Usine		9,8	7,7	1,2 – 23,3	12,5	10,5	5,3 – 27,6
	Chloramine Réseau		10,0	9,9	1,2 – 22,6	11,4	10,8	4,2 – 23,8
	Ozone – Usine		6,9	6,4	1,6 – 15,0	21,2	22,6	5,3 – 47,6
	Chlor(amin)e Réseau		4,6	4,8	0,4 – 9,3	14,1	10,7	0,9 – 42,6
ATCA	Chlore – Usine		27,8	13,0	0,1 – 139,8	34,0	11,9	0,04 – 273,2
	Chlore Réseau		56,7	24,7	0,1 – 473,1	48,9	25,1	0,1 – 263,4
	Chlore – Usine		13,7	6,9	0,5 – 66,2	25,1	9,3	2,1 – 85,9
	Chloramine Réseau		13,2	7,0	0,5 – 57,9	21,4	8,7	1,9 – 71,5
	Ozone – Usine		5,8	1,5	0,7 – 16,9	24,6	21,6	1,3 – 66,1
	Chlor(amin)e Réseau		4,1	2,0	0,9 – 12,8	28,3	13,3	0,7 – 77,3
HC	Chlore – Usine		2,2	1,4	<0,1 – 13,8	4,3	2,9	<0,1 – 14,7
	Chlore Réseau		3,8	2,5	<0,1 – 22,5	6,1	4,8	<0,1 – 18,9
	Chlore – Usine		1,2	0,8	<0,1 – 3,2	3,9	3,3	0,3 – 15,1
	Chloramine Réseau		1,2	0,8	0,2 – 3,2	3,6	2,9	0,3 – 13,6
	Ozone – Usine		1,5	1,0	0,2 – 2,9	8,1	10,4	0,7 – 14,5
	Chlor(amin)e Réseau		2,2	1,9	0,2 – 5,8	8,4	5,6	0,2 – 20,1
DCAN	Chlore – Usine		2,1	1,0	0,1 – 12,6	2,7	1,7	<0,1 – 9,0
	Chlore Réseau		2,9	1,9	0,1 – 16,3	2,9	1,9	<0,1 – 9,5
	Chlore – Usine		1,5	1,0	<0,1 – 7,3	2,6	1,6	0,4 – 11,2
	Chloramine Réseau		1,7	0,9	0,2 – 7,3	2,5	1,4	0,4 – 10,7
	Ozone – Usine		0,8	0,6	0,2 – 1,3	2,5	3,1	0,3 – 4,1
	Chlor(amin)e Réseau		0,8	0,7	<0,1 – 1,6	2,2	1,7	<0,1 – 5,0
DCP	Chlore – Usine		1,1	0,9	<0,1 – 3,7	0,9	0,8	<0,1 – 2,6
	Chlore Réseau		1,0	0,9	<0,1 – 3,3	0,8	0,6	<0,1 – 2,1
	Chlore – Usine		0,8	0,9	<0,1 – 1,5	1,3	1,4	0,3 – 2,4
	Chloramine Réseau		1,0	1,2	0,3 – 1,6	1,3	1,4	0,3 – 2,1
	Ozone – Usine		1,5	1,2	0,9 – 2,3	1,5	1,3	0,5 – 2,9
	Chlor(amin)e Réseau		1,3	1,2	0,8 – 2,1	1,0	0,9	0,4 – 2,3
TCP	Chlore – Usine		1,7	1,4	<0,1 – 7,6	2,7	2,0	<0,1 – 9,1
	Chlore Réseau		2,7	2,2	<0,1 – 10,1	2,5	1,9	<0,1 – 7,8
	Chlore – Usine		1,0	0,9	<0,1 – 2,6	1,7	0,6	0,1 – 6,4
	Chloramine Réseau		0,9	0,7	<0,1 – 2,6	1,3	0,6	<0,1 – 5,3
	Ozone – Usine		1,3	0,9	0,2 – 3,1	4,4	4,1	0,5 – 9,2
	Chlor(amin)e Réseau		1,6	1,3	0,3 – 3,3	2,5	1,5	0,4 – 10,4
CPK	Chlore – Usine		0,2	0,1	<0,1 – 1,2	0,3	0,2	<0,1 – 2,5
	Chlore Réseau		0,3	0,2	<0,1 – 1,6	0,3	0,2	<0,1 – 1,2
	Chlore – Usine		0,2	0,2	<0,1 – 0,9	0,2	0,2	<0,1 – 0,9
	Chloramine Réseau		0,2	0,2	<0,1 – 0,9	0,3	0,3	<0,1 – 0,9
	Ozone – Usine		0,2	0,1	<0,1 – 0,3	1,2	1,5	<0,1 – 2,2
	Chlor(amin)e Réseau		0,3	0,3	<0,1 – 0,6	1,3	1,1	<0,1 – 2,3

Figure 1. Répartition des sites en fonction des niveaux de THMT

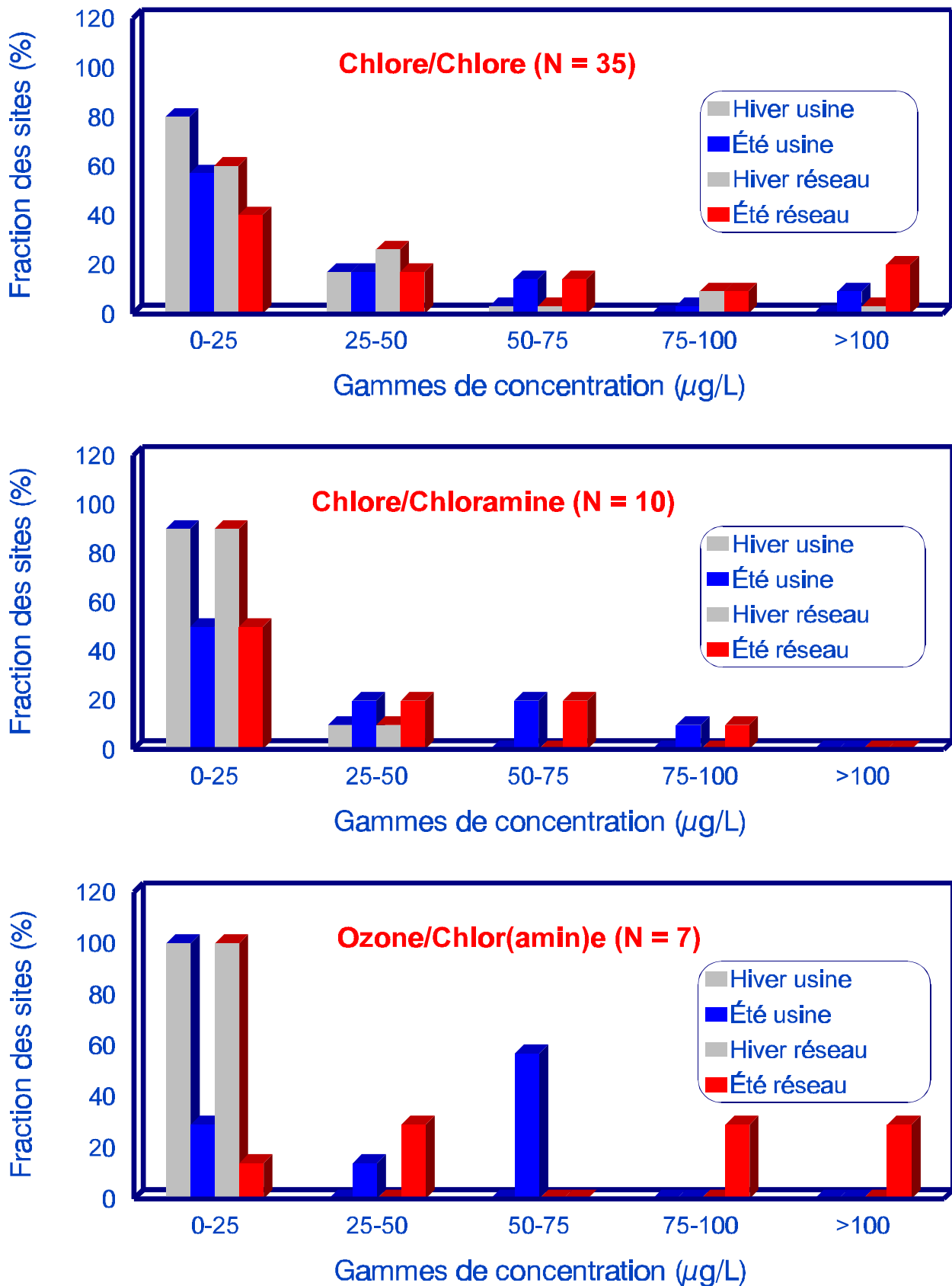


Tableau 4
% de répartition des THM dans l'eau potable

Composé	Traitement	Site	Hiver	Été
			%	%
TCM	Chlore - Chlore	Usine	82,3	88,3
		Réseau	88,3	91,4
	Chlore - Chloramine	Usine	77,2	86,2
		Réseau	77,9	86,8
	Ozone - Chlor(amin)e	Usine	78,6	85,2
		Réseau	75,5	86,7
BDCM	Chlore - Chlore	Usine	13,1	9,1
		Réseau	9,4	7,1
	Chlore - Chloramine	Usine	16,9	10,6
		Réseau	16,5	10,3
	Ozone - Chlor(amin)e	Usine	15,5	11,0
		Réseau	17,1	9,9
CDBM	Chlore - Chlore	Usine	3,8	2,3
		Réseau	1,9	1,2
	Chlore - Chloramine	Usine	4,7	2,4
		Réseau	4,5	2,3
	Ozone - Chlor(amin)e	Usine	5,0	3,2
		Réseau	5,7	3,1
TBM	Chlore - Chlore	Usine	0,8	0,4
		Réseau	0,4	0,2
	Chlore - Chloramine	Usine	1,2	0,6
		Réseau	1,2	0,6
	Ozone - Chlor(amin)e	Usine	0,9	0,3
		Réseau	1,6	0,3

Tableau 5
Les TOX [$\mu\text{g Cl/L}$] dans l'eau potable

Traitement	Site	Hiver		
		Moyenne	Médiane	Gamme
Chlore – Chlore	Usine	95,0	81,5	6-396
	Réseau	126,1	96,5	11-572
Chlore – Chloramine	Usine	68,6	55,0	8-279
	Réseau	71,7	51,0	7-286
Ozone – Chlor(amin)e	Usine	69,7	90,0	15-114
	Réseau	55,6	56,0	20- 85

Traitement	Site	Été		
		Moyenne	Médiane	Gamme
Chlore – Chlore	Usine	103,5	66,0	8-473
	Réseau	141,3	106,0	<5-609
Chlore – Chloramine	Usine	109,0	79,0	27-283
	Réseau	92,2	71,0	20-218
Ozone – Chlor(amin)e	Usine	130,0	156,0	23-225
	Réseau	124,0	87,0	17-229

Acides haloacétiques

Pour tous les procédés de traitement, les niveaux moyens d'ADCA variaient très peu dans le réseau de distribution, pour les échantillons hivernaux comme pour les échantillons estivaux (tableau 3). En ce qui concerne les procédés de traitement chlore-chlore et chlore-chloramine, les niveaux moyens d'ADCA n'étaient que légèrement plus élevés dans les échantillons estivaux que dans les échantillons hivernaux. Les installations utilisant l'ozone dans leur processus de traitement présentaient des niveaux moyens d'ADCA faibles en hiver (p. ex. 4,6 $\mu\text{g/L}$, réseau de distribution) mais similaires en été (p. ex. 14,1 $\mu\text{g/L}$, réseau de distribution) à ceux des autres procédés de traitement. La répartition des installations en fonction des gammes de concentrations de l'ADCA est illustrée sur la figure 2 pour les échantillons provenant de l'usine et du réseau de distribution, et ceci pour les trois procédés de traitement. Tandis que la majorité des installations présentaient des niveaux d'ADCA relativement faibles (<50 $\mu\text{g/L}$) en été et en hiver, un petit nombre d'installations utilisant le traitement chlore-chlore présentaient des valeurs d'ADCA relativement élevées (>50 $\mu\text{g/L}$) aussi bien en été qu'en hiver.

Dans les installations utilisant le traitement chlore-chlore, les niveaux moyens d'ATCA augmentaient de l'usine au milieu du réseau de distribution (respectivement de 27,8 à 56,7 $\mu\text{g/L}$ en hiver et de 34,0 à 48,9 $\mu\text{g/L}$ en été), mais les niveaux moyens d'ATCA dans les échantillons hivernaux (56,7 $\mu\text{g/L}$) et estivaux (48,9 $\mu\text{g/L}$) provenant du réseau de distribution étaient similaires (tableau 3). En ce qui concerne le traitement chlore-chloramine, les niveaux moyens d'ATCA étaient plus élevés en été qu'en hiver (p. ex. 21,4 $\mu\text{g/L}$ et 13,2 $\mu\text{g/L}$ pour les échantillons prélevés dans le réseau de distribution), mais ne semblaient pas augmenter dans le réseau de distribution, ni en hiver ni en été. Les installations utilisant l'ozone dans leur processus de traitement présentaient des niveaux moyens d'ATCA faibles en hiver (p. ex. 4,1 $\mu\text{g/L}$, réseau de distribution), mais similaires en été (p. ex. 28,3 $\mu\text{g/L}$, réseau de distribution) à ceux des installations utilisant le traitement chlore-chloramine. La répartition des installations en fonction des gammes de concentrations de l'ATCA pour les échantillons provenant de l'usine et du réseau de distribution est illustrée sur la figure 3, et ceci pour les trois procédés de traitement. Tandis que la majorité des installations présentaient des niveaux d'ATCA relativement faibles (<50 $\mu\text{g/L}$) en été et en hiver, quelques installations présentaient des valeurs d'ATCA relativement élevées (>100 $\mu\text{g/L}$) aussi bien en été qu'en hiver pour la désinfection chlore-chlore. Cela apparaît aussi dans le tableau 3, où les valeurs médianes d'ATCA sont plus faibles que les valeurs moyennes.

Les autres AHA analysés, soit l'acide monochloroacétique (occurrence de 100 %, gamme de 0,3 à 9,7 $\mu\text{g/L}$), l'acide monobromoacétique (occurrence de 31 %, gamme de <0,01 à 9,2 $\mu\text{g/L}$) et l'acide dibromoacétique (occurrence de 62 %, gamme de <0,01 à 1,9 $\mu\text{g/L}$) étaient présents à des niveaux plus faibles que l'ADCA et l'ATCA (tableau 3). L'acide tribromoacétique est instable dans l'eau et de ce fait, n'était pas propre à l'analyse. Les étalons d'acides haloacétiques mixtes

Figure 2. Répartition des sites en fonction des niveaux de ADCA

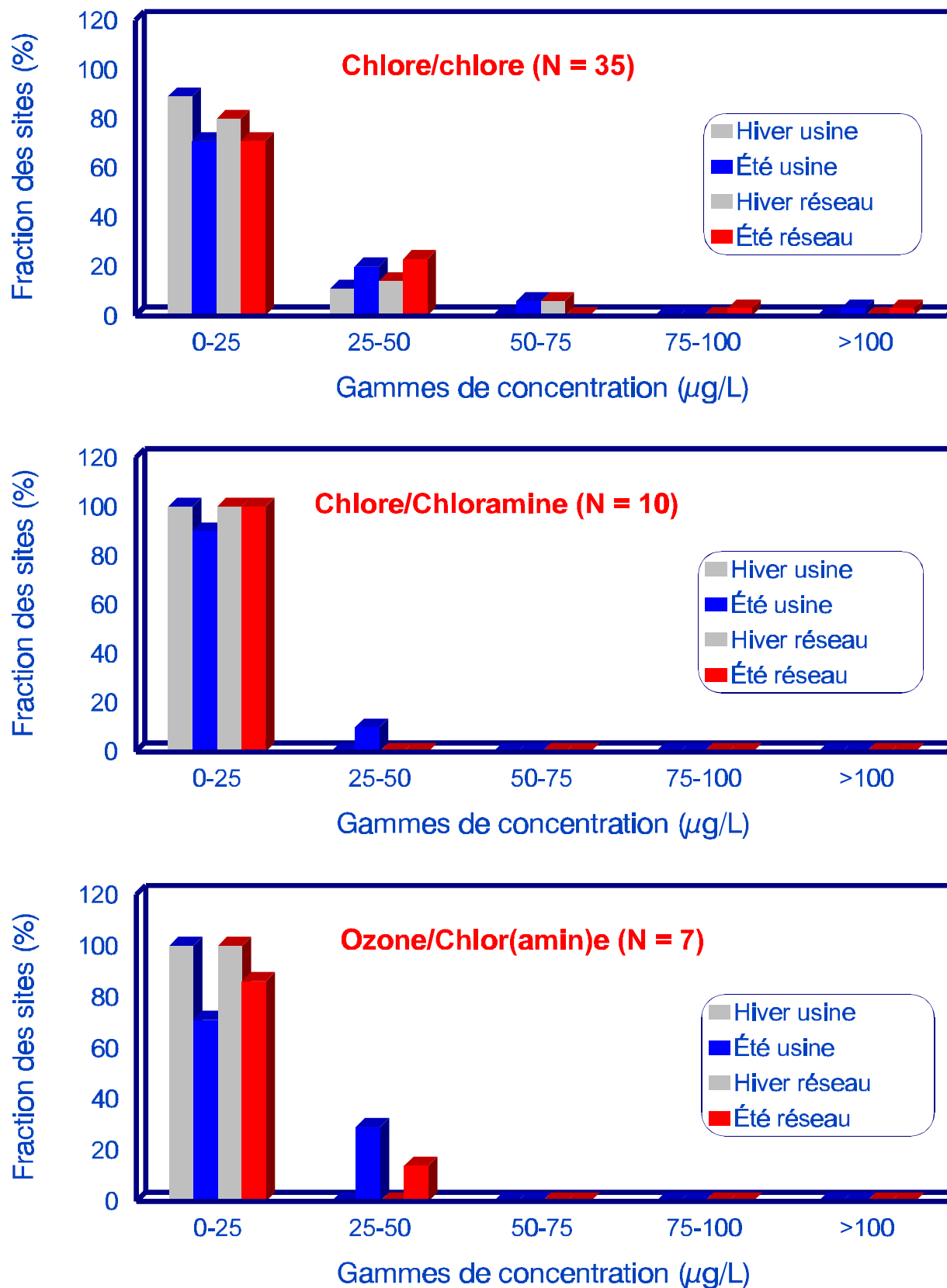
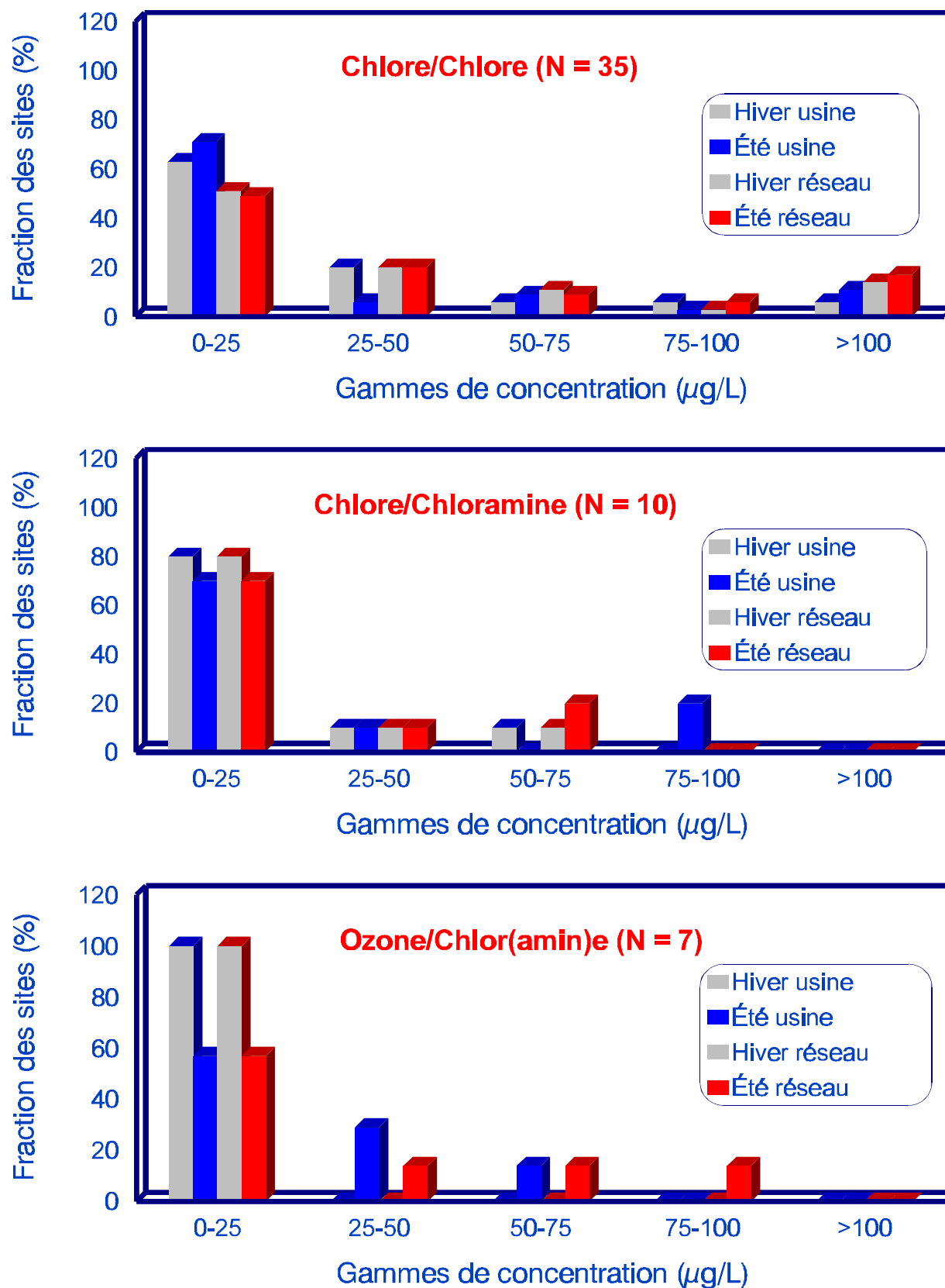


Figure 3. Répartition des sites en fonction des niveaux de ATCA



(Cl-Br) n'étaient pas disponibles; les valeurs quantitatives ne sont donc pas présentées ici.

Une étude menée en 1988-89 (Krasner *et al.*, 1989) sur 35 sites aux États-Unis présentait, pour les acides haloacétiques totaux (AHAT), des valeurs médianes respectives de 20 et 13 µg/L pour les saisons hivernale et estivale, et ceci pour les échantillons prélevés à l'usine de traitement. Aucune analyse de données par type de désinfectant n'était fournie. Lors d'une étude menée en 1990 (Nieminski *et al.*, 1993) sur 35 installations de l'Utah utilisant le chlore comme unique désinfectant, les valeurs médianes (moyennes) estivales signalées pour les AHAT étaient de 13,2 (17,3) µg/L et 20,9 (29,6) µg/L pour les échantillons prélevés respectivement à la sortie de l'usine et dans le réseau de distribution. Pour un sous-ensemble de 14 installations de l'Utah, les valeurs médianes (moyennes) signalées pour les AHAT étaient de 11,4 (12,6) µg/L en été et de 14,4 (11,9) µg/L en hiver pour les échantillons prélevés à la sortie de l'usine.

Autres sous-produits de désinfection

Bien que la concentration des autres SPD analysés ait généralement été d'un ordre de grandeur en moins, ils ont été détectés dans la plupart des échantillons d'eau traitée et présentaient aussi des variations spatiales, saisonnières ainsi que dans les types de traitement, similaires à celles des principaux SPD. Après les THM et les AHA, l'HC (occurrence de 94 %) était le SPD le plus important, avec des concentrations allant jusqu'à 22,5 µg/L pour les échantillons hivernaux et 20,1 µg/L pour les échantillons estivaux. La répartition des installations en fonction des gammes de concentrations d'HC est illustrée sur la figure 4 pour les échantillons provenant de l'usine et du réseau de distribution, et ceci pour les trois procédés de traitement. En général, pour tous les types de traitement, la concentration moyenne d'HC (tableau 3) était supérieure en été qu'en hiver. Par rapport aux THMT, les concentrations moyennes totales de l'HC représentaient 14 % (usine) et 11 % (réseau de distribution) des concentrations moyennes totales de THMT dans les échantillons hivernaux et estivaux. En ce qui concerne l'influence du type de traitement, une variation importante a été observée pour la désinfection à l'ozone, pour laquelle des concentrations moyennes d'HC représentaient 22 % (usine) et de 23 % (réseau de distribution) de la concentration moyenne de THMT pour les échantillons hivernaux. Pour les échantillons estivaux, les concentrations moyennes d'HC représentaient 18 % (usine) et 13 % (réseau de distribution) de la concentration moyenne de THMT, ce qui est probablement dû à la pré-chloration supplémentaire effectuée durant les mois d'été.

Les autres SPD analysés présentaient des concentrations moyennes inférieures à 5 µg/L et étaient rencontrés aux fréquences suivantes : le DCAN à 97 %, le TCAN à 9 %, le BCAN à 92 %, le DBAN à 57 %, la DCP à 93 %, la TCP à 91 % et la CPK à 73 %. Une variation spatiale très faible a été observée pour le DCAN, la TCP, la DCP et la CPK avec le traitement chlore-chloramine. Pour le traitement chlore-chlore, durant les deux saisons, les concentrations de DCAN augmen-

taient dans le réseau de distribution tandis que la DCP et la CPK ne changeaient pratiquement pas. La concentration de TCP n'augmentait que dans les échantillons hivernaux et ne changeait pratiquement pas dans les échantillons estivaux. En ce qui concerne le traitement à l'ozone, les concentrations moyennes de DCAN, de DCP et de TCP dans l'eau de distribution étaient similaires en hiver, mais diminuaient en été par rapport à l'eau traitée; la concentration moyenne de CPK ne présentait pas de variations spatiales notables, mais la CPK était présente en quantité considérablement plus importante dans les échantillons estivaux que dans les échantillons hivernaux (p. ex. 1,2 µg/L et 0,3 µg/L). Ces données sur l'HC, les HAN, la DCP, la TCP et la CPK sont en accord avec celles qui ont été signalées lors d'autres études (Uden et Miller, 1983; Krasner *et al.*, 1989; IARC, 1991; Nieminski *et al.*, 1993).

Corrélation des SPD avec d'autres paramètres

Il a été établi que l'effet de l'ion bromure sur la formation des SPD dépendait de la concentration de bromure, de la dose et du résiduel de chlore, du pH ainsi que de la concentration et la nature des composés organiques précurseurs (Pourmoghaddas *et al.*, 1993; Summers *et al.*, 1993; Symons *et al.*, 1993). Le pourcentage de SPD bromés et halogénés mixtes augmentait à mesure que le rapport molaire de l'ion bromure sur le chlore augmentait et que la concentration de COT diminuait. Certains pays ont signalé que les SPD bromés étaient des composants importants de leur eau potable (Peters *et al.*, 1991; Fayad, 1993). Lors de la présente étude, seuls quatre sites en hiver et huit sites en été présentaient pour l'eau brute des niveaux en ions bromure >0,01 mg/L (maximum 0,5 mg/L), et dans ces sites, le pourcentage relatif des SPD bromés et halogénés mixtes augmentait. Les variations dans la spéciation des THM, des AHA et des HAN dans les échantillons prélevés à l'usine en hiver sont présentées dans le tableau 6, où elles sont exprimées en concentrations (µg/L), et sur la figure 5, où elles sont exprimées en pourcentages, pour trois sites avec des concentrations d'ion bromure très faible (site A, <0,01 mg/L), faible (site B, 0,06 mg/L) et modérée (site C, 0,5 mg/L). À mesure que la concentration d'ion bromure augmentait, le pourcentage relatif de SPD bromés et halogénés mixtes augmentait, et ceci pour les trois groupes. Cela est en accord avec les données fournies dans des études menées en laboratoire ou sur le terrain (Krasner *et al.*, 1989; Fayad, 1993; Pourmoghaddas *et al.*, 1993; Summers *et al.*, 1993).

Figure 4. Répartition des sites en fonction des niveaux de HC

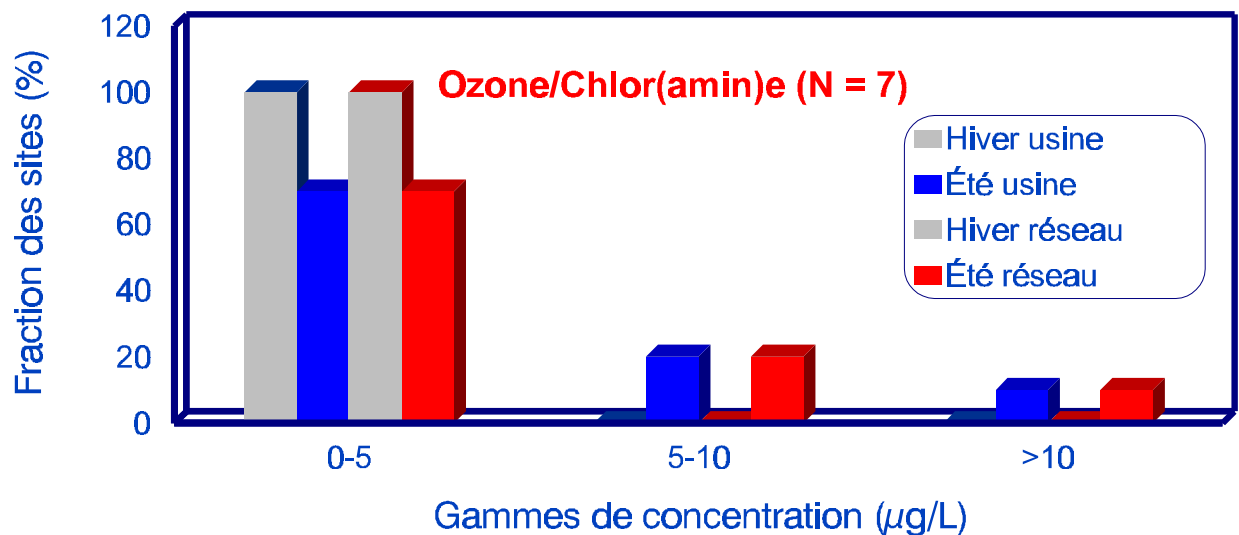
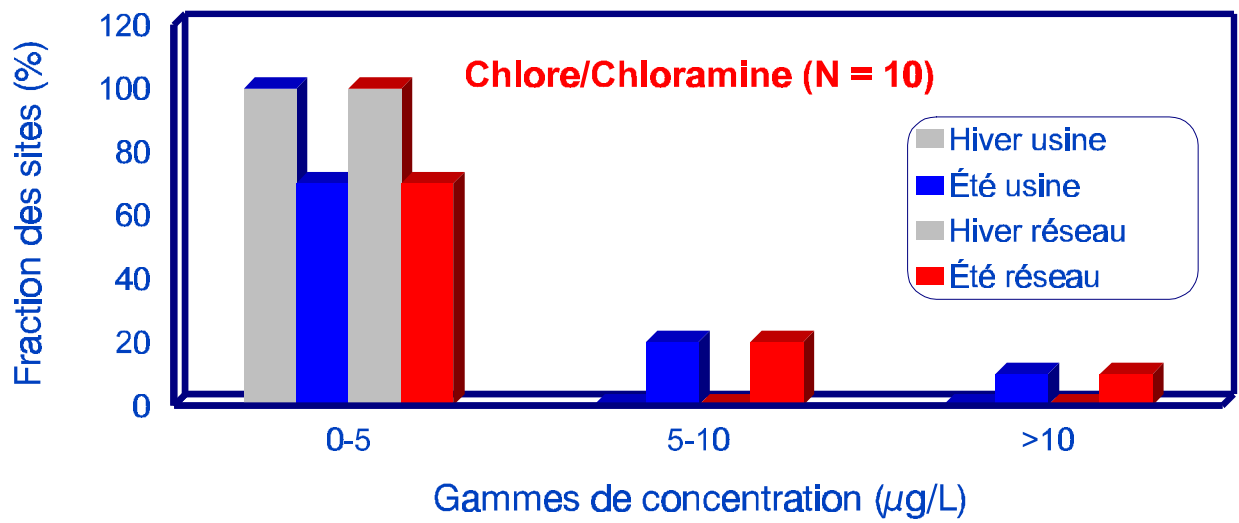
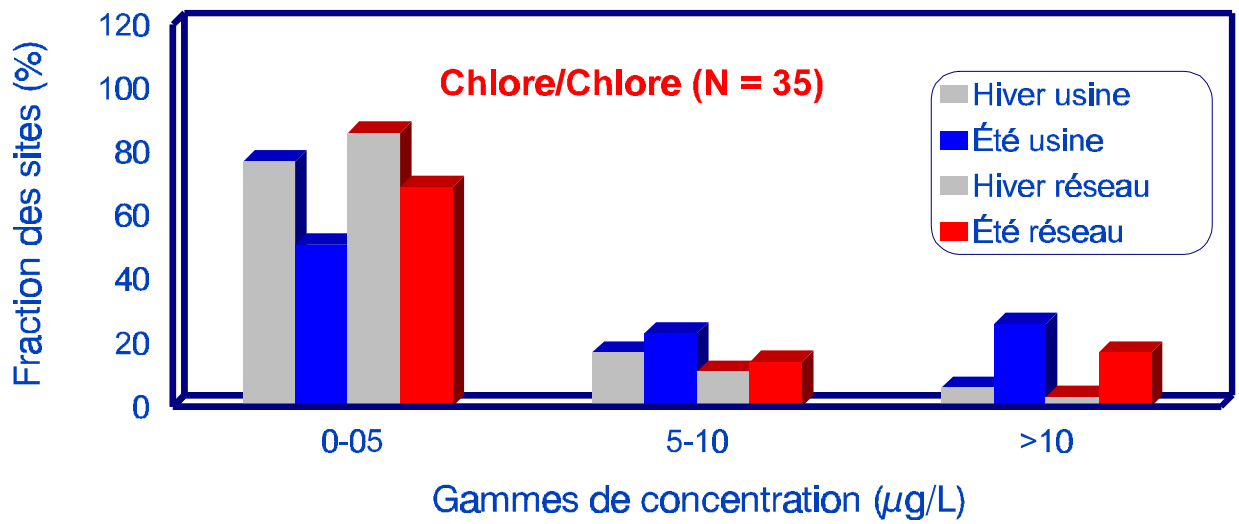
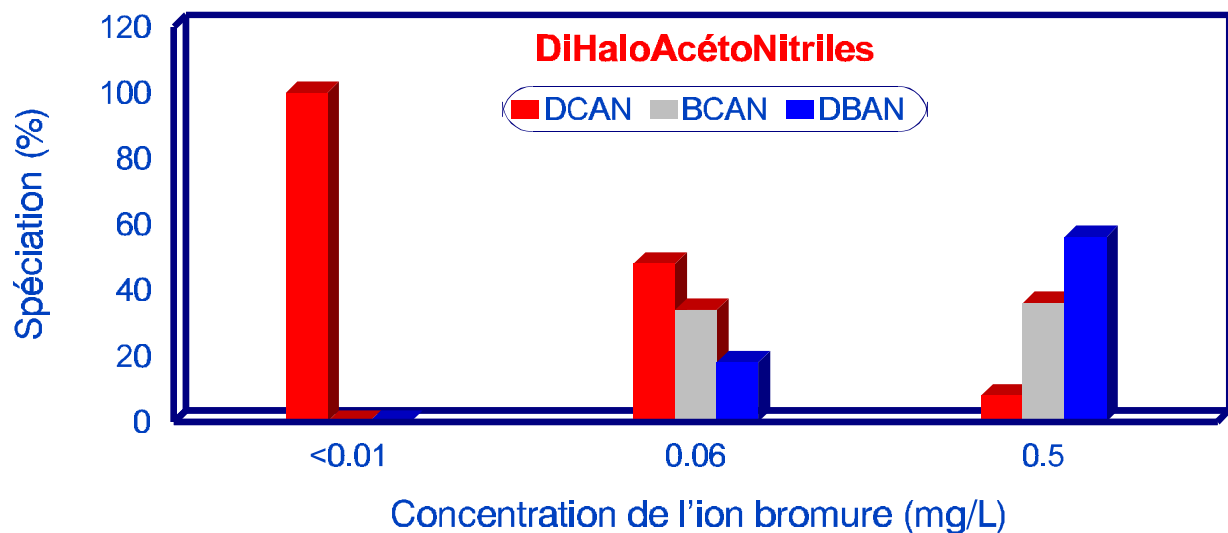
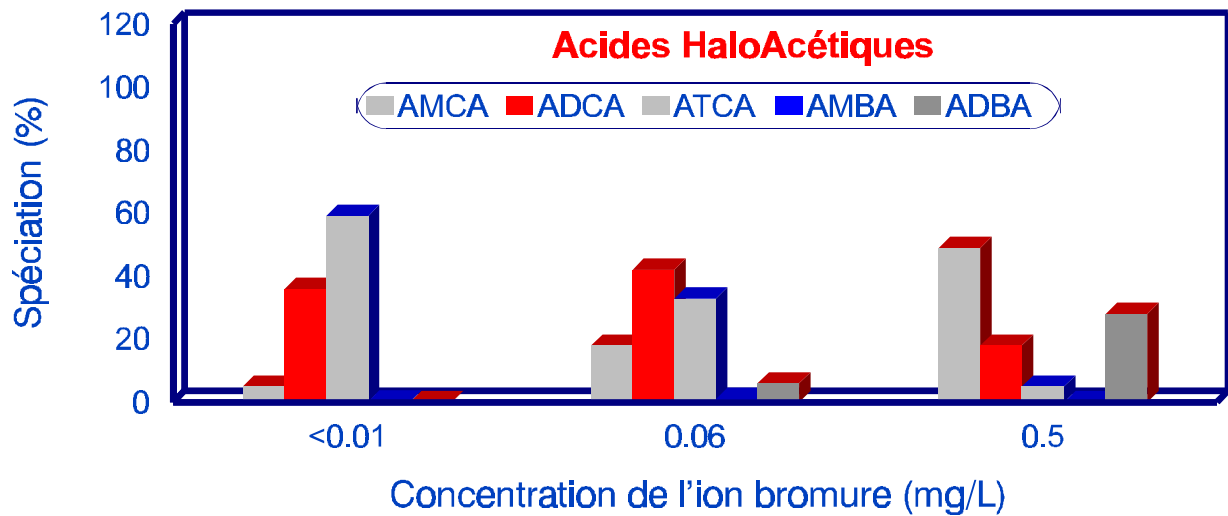
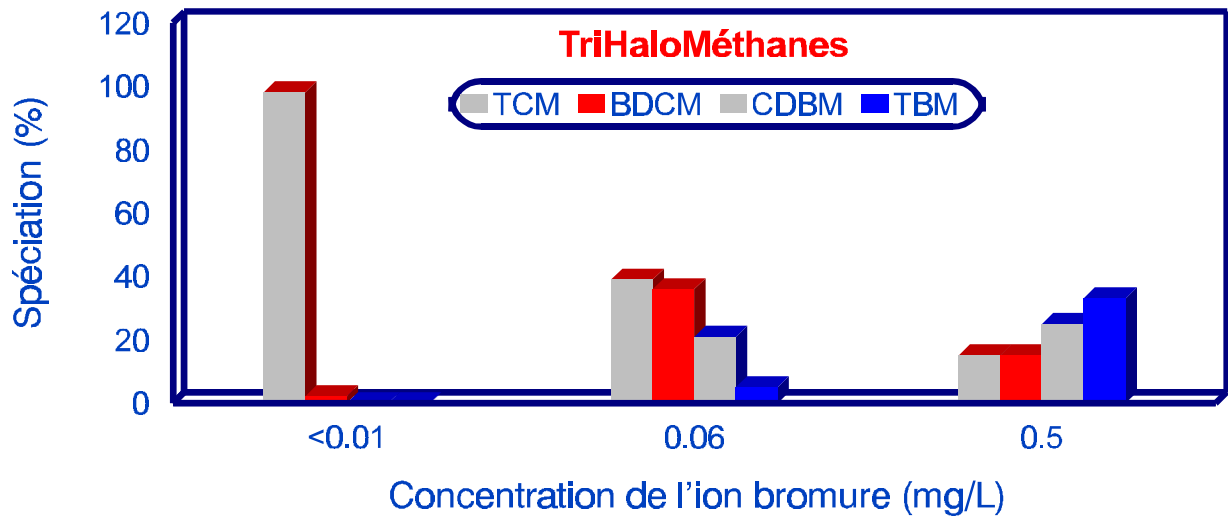


Figure 5. Pourcentage de spéciation des SPD en présence de l'ion bromure



Une comparaison des SPD totaux en fonction de la source d'eau brute, pour le traitement chlore-chlore, semblait indiquer que la teneur en SPD était moindre avec l'eau souterraine, plus élevée avec l'eau de lac, et plus élevée encore avec l'eau de rivière, en été et en hiver. Cette tendance peut être le reflet du contenu en COT des diverses sources d'eau, mais seules de faibles corrélations ($r^2=0,2-0,4$) ont été déterminées entre la teneur en COT et celle en SPD. La corrélation entre les niveaux de SPD individuels et les TOX était faible, mais la corrélation entre les SPD totaux ($\mu\text{moles/L}$) et les TOX ($\mu\text{g/L}$) était considérablement plus importante ($r^2=0,71-0,87$) pour tous les échantillons d'eau, avec le traitement chlore-chlore. Aucune corrélation notable n'a été observée entre les niveaux de SPD et les autres paramètres. En raison de la grande diversité des paramètres et des variations dans le traitement dans chaque installation, la base de données obtenue lors de la présente étude n'était pas assez importante et était trop hétérogène pour permettre une sérieuse analyse à plusieurs variables.

Tableau 6
Spéciation des SPD dans l'eau potable

Composé	Site A	Site B	Site C
COT (mg/L)	1,3	0,9	1,2
Br ⁻ (mg/L)	<0,01	0,06	0,5
THM ($\mu\text{g/L}$)			
TCM	15,4	3,1	0,5
BDCM	0,5	3,9	0,7
CDBM	<0,1	2,9	1,5
TBM	<0,1	0,8	3,3
AHA ($\mu\text{g/L}$)			
AMCA	2,1	1,2	0,6
ADCA	20,6	3,8	0,3
ATCA	43,4	3,8	0,1
AMBA	0,1	0,1	<0,01
ADBA	<0,01	0,9	0,8
HAN ($\mu\text{g/L}$)			
TCAN	<0,1	<0,1	<0,1
DCAN	0,9	0,9	0,1
BCAN	<0,1	0,9	0,6
DBAN	<0,1	0,6	1,2

Conclusions

Les THMT et les AHA ont été les principaux SPD rencontrés dans l'ensemble des sites pour tous les procédés de traitement, et les niveaux de AHA égalaient ou dépassaient souvent les concentrations de THMT. Les niveaux moyens et médians de THMT étaient supérieurs en été qu'en hiver pour les trois procédés de traitement et augmentaient dans le réseau de distribution, excepté pour le traitement chlore-chloramine. Les niveaux moyens et médians d'ATCA pour la désinfection chlore-chlore augmentaient dans le réseau de distribution, mais les taux hivernaux et estivaux étaient similaires. Les niveaux moyens et médians d'ATCA pour le traitement chlore-chloramine et ozone-chlor(amine) et les niveaux moyens et médians d'ADCA étaient légèrement supérieurs en été qu'en hiver, pour tous les procédés de traitement, mais les concentrations n'augmentaient pas dans le réseau de distribution. Des études supplémentaires, dans des installations déterminées, sont nécessaires afin d'énoncer plus clairement les variations spatiales et temporelles des niveaux de SPD dans l'eau potable. Afin d'obtenir une estimation précise de l'exposition humaine aux SPD par l'eau potable, il semblerait qu'il faille prélever les échantillons chez le consommateur et non à l'usine de traitement. Des études supplémentaires sont en cours afin de déterminer la stratégie d'échantillonnage la plus appropriée.

Références

- AWWA Mainstream (1994) D-SPD Rule, ESWTR publié par USEPA. 38(7) (Juillet).
- Bellar, T.A.; Lichtenberg, J.J.; Kroner, R.C. (1974) The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Water. *J. AWWA*, 66(12), 703-706.
- Ellis, K.V. (1991) Water Disinfection: A review with some consideration of the requirements of the Third World. *Crit. Rev. Environ. Control* 20, 341-407.
- Fayad, N. M. (1993) Seasonal Variations of THMs in Saudi Arabian Drinking Water. *J. AWWA*, 85(1), 46-50.
- Glass, R.I., Libel, M., Brandling-Bennet, A.D. (1992) Epidemic cholera in the Americas. *Science* 256, 1524-1525.
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (1991) Volume 52. Chlorinated Drinking Water; Chlorination By-products; Some Other Halogenated Compounds; Cobalt and Cobalt Compounds. World Health Organization 1991.
- Krasner, S.W., McGuire, M.J., Jacangelo, J.G., Patania, N.L., Reagan, K.M., Aieta, E.M. (1989) The Occurrence of Disinfection By-products in US Drinking Water. *J. AWWA* 81(8), 41-53.
- LeBel, G.L., Williams, D.T. (1995) Differences in Chloroform Levels in Drinking Water Samples Analysed Using Various Sampling and Analytical Techniques. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 60, 213-220.
- McGuire, M.J., Meadow, R.G. (1988) AWWARF Trihalomethane Survey. *J. AWWA*, 80(1), 61-68.
- Nieminski, E.C., Chaudhuri, S., Lamoreaux, T. (1993) The Occurrence of SPDs in Utah Drinking Waters. *J. AWWA*, 85(9), 98-105.
- OMS. (1993) Guidelines for Drinking-Water Quality. 2^e édition, volume 1, Recommendations, Organisation mondiale de la santé, Genève 1993.
- Peters, R.J.B., Erkelens, C., De Leer, E.W.B., De Galan, L. (1991) The Analysis of Halogenated Acetic Acids in Dutch Drinking Water. *Water Res.*, 25(4), 473-477.
- Pontius, F.W. (1995) An Update of the Federal Drinking Water Regs. *J. AWWA*, 85(2), 48-58.
- Pourmoghaddas, H., Stevens, A.A., Kinman, R.N., Dressman, R.C., Moore, L.A., Ireland, J.C. (1993). Effect of Bromide Ion on Formation of HAAs During Chlorination. *J. AWWA*, 85(1), 82-87.
- Rook, J.J. (1974) Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters. *Proc. Soc. Water Treatment Exam.* 23, 234-243.
- Santé Canada. Recommandations pour l'eau potable au Canada. 6^e édition, (en cours d'impression).
- Stevens, A.A., Moore, L.A., Miltner, R.J. (1989) Formation and Control of Non-Trihalomethane Disinfection By-products. *J. AWWA*, 81(8), 54-60.
- Summers, R.S., Benz, M.A., Shukairy, H.M., Cummings, L. (1993) Effect of Separation Processes on the Formation of Brominated THMs. *J. AWWA*, 85(1), 88-95.
- Symons, J.M., Krasner, S.W., Simms, L.A. Scimienti, M. (1993) Measurement of THM and Precursor Concentrations Revisited: The Effect of Bromide Ion. *J. AWWA*, 85(1), 51-62.
- Uden, P.C., Miller, J.W. (1983) Chlorinated Acids and Chloral in Drinking Water. *J. AWWA*, 75(10), 524-527.
- US Environmental Protection Agency. (1991) Status Report on the Development of the Disinfectants-Disinfection By-products Rule. Proceedings AWWA Ann. Conf., Philadelphia, Pa.
- Williams, D.T., Otson, R. (1978) Trihalomethane Levels in Canadian Drinking Water. *Environmental Health Review*, 22(1), 9-10.
- Williams, D.T., Otson, R.O., Bothwell, P.D., Murphy, K.L. Robertson, J.L. (1980) Trihalomethane Levels in Canadian Drinking Water in "Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment", Afghan, B.K., Mackay, D., Eds., Plenum Publishing Corporation, New York, pp 503-512.