

Prévention des risques chimiques et biologiques

Études et recherches

RAPPORT R-859



Impact de quatre filières de traitement de l'eau en piscine sur les concentrations des sous-produits de désinfection

Une étude exploratoire

*Robert Tardif
Cyril Catto
Manuel Rodriguez*



Solidement implanté au Québec depuis 1980, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) est un organisme de recherche scientifique reconnu internationalement pour la qualité de ses travaux.

NOS RECHERCHES

travaillent pour vous !

Mission

Contribuer, par la recherche, à la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles ainsi qu'à la réadaptation des travailleurs qui en sont victimes;

Assurer la diffusion des connaissances et jouer un rôle de référence scientifique et d'expertise;

Offrir les services de laboratoires et l'expertise nécessaires à l'action du réseau public de prévention en santé et en sécurité du travail.

Doté d'un conseil d'administration paritaire où siègent en nombre égal des représentants des employeurs et des travailleurs, l'IRSST est financé par la Commission de la santé et de la sécurité du travail.

Pour en savoir plus

Visitez notre site Web ! Vous y trouverez une information complète et à jour. De plus, toutes les publications éditées par l'IRSST peuvent être téléchargées gratuitement. www.irsst.qc.ca

Pour connaître l'actualité de la recherche menée ou financée par l'IRSST, abonnez-vous gratuitement au magazine *Prévention au travail*, publié conjointement par l'Institut et la CSST. Abonnement : www.csst.qc.ca/AbonnementPAT

Dépôt légal

Bibliothèque et Archives nationales du Québec
2015
ISBN : 978-2-89631-783-7 (PDF)
ISSN : 0820-8395

IRSST - Direction des communications
et de la valorisation de la recherche
505, boul. De Maisonneuve Ouest
Montréal (Québec)
H3A 3C2
Téléphone : 514 288-1551
Télécopieur : 514 288-7636
publications@irsst.qc.ca
www.irsst.qc.ca
© Institut de recherche Robert-Sauvé
en santé et en sécurité du travail,
Janvier 2015



Prévention des risques chimiques et biologiques

Études et recherches

RAPPORT R-859

Impact de quatre filières de traitement de l'eau en piscine sur les concentrations des sous-produits de désinfection

Une étude exploratoire

Avis de non-responsabilité

L'IRSSST ne donne aucune garantie relative à l'exactitude, la fiabilité ou le caractère exhaustif de l'information contenue dans ce document. En aucun cas l'IRSSST ne saurait être tenu responsable pour tout dommage corporel, moral ou matériel résultant de l'utilisation de cette information.

Notez que les contenus des documents sont protégés par les législations canadiennes applicables en matière de propriété intellectuelle.

Robert Tardif, Cyril Catto
Département de santé environnementale et santé au travail,
Université de Montréal

Manuel Rodriguez
Chaire de recherche en eau potable, Université Laval

Cliquez recherche
www.irsst.qc.ca



Cette publication est disponible
en version PDF
sur le site Web de l'IRSSST.

ÉVALUATION PAR DES PAIRS

Conformément aux politiques de l'IRSST, les résultats des travaux de recherche publiés dans ce document ont fait l'objet d'une évaluation par des pairs.

REMERCIEMENTS

Nos chaleureux remerciements s'adressent, en premier lieu, à Mme Sylvie Desgagné, M. Yvon Brault, M. Stéphane Lafortune et M. Michel Pagé, pour leur disponibilité et le précieux et indispensable concours qui ont permis la réalisation de ce projet original. Merci également à l'ensemble du personnel et aux autorités qui nous ont ouvert les portes de leur établissement.

Merci aux membres du comité de suivi* qui ont accompagné la conduite de cette recherche : Annie Boisclair, Ville de Montréal, Marie-France D'Amours, IRSST, Alain Desrosiers, SCFP, Ville de Montréal, Éline Guénette, APSAM, Jean-Marc Lacroix, Ville de Gatineau et UMQ, Johane Lafleur, Croix-Rouge canadienne, Marie-Josée Leblanc, ARAQ, Jocelyne Marquis, SFMM, Ville de Montréal, François Lépine, Société de sauvetage, Benoit Lévesque, INSPQ, François Proulx, Ville de Québec, Lorraine Vézina, Ville de Montréal.

Nous exprimons aussi notre gratitude à Mme Sabrina Simard (Université Laval) et Mme Ginette Charest-Tardif (Université de Montréal) pour leur importante et excellente contribution, notamment pour ce qui a trait à la planification et à la réalisation des nombreuses analyses en laboratoire qu'a nécessité ce projet. Merci aussi à la Ville de Montréal, notamment à Mme Lorraine Vézina, Mme Josée Bisson, M. Daniel Sirois et Mme Anne-Marie Bernier-Brière, ainsi qu'au personnel du laboratoire du Service de l'environnement, pour leur implication dans cette étude.

* Composé d'acteurs concernés par la recherche, le comité de suivi apporte son expertise terrain aux chercheurs lors de la définition, de l'élaboration et de la réalisation de la recherche, puis dans le transfert et l'application des résultats dans les milieux de travail et finalement, dans l'évaluation des impacts de ce transfert. La composition du comité tient compte des aspects suivants : la recherche d'une représentativité paritaire, la présence d'organismes qui pourront être des relayeurs et la diversité des points de vue.

SOMMAIRE

Dans les piscines, l'exposition des populations au sous-produits de désinfection (SPD) est l'objet d'une préoccupation croissante à l'échelle internationale. Les SPD sont le résultat inévitable des réactions chimiques entre les agents désinfectants ajoutés à l'eau des piscines et les matières organiques ou azotées qui y sont naturellement présentes ou introduites par le biais des baigneurs. La production et les niveaux de SPD dans l'eau du bassin et, pour ceux susceptibles de se volatiliser, dans l'air ambiant varient en fonction des approches de traitement. Cependant, il n'existe actuellement pas de données permettant une comparaison systématique de ces approches dans des conditions contrôlées dans un même bassin. La présente étude visait à produire de telles données. L'objectif était d'étudier, à des fins exploratoires, l'impact de diverses filières de traitement sur les niveaux de SPD dans l'eau et l'air d'une piscine dans l'optique de discriminer l'efficacité de chacune et de contribuer à identifier les meilleures pratiques possible pour réduire l'exposition.

La piscine d'accueil pour cette recherche a offert la possibilité de mettre en œuvre, pendant des durées variables, de façon séparée ou simultanée, différents procédés constituant sa filière de traitement. Deux campagnes de mesures des concentrations (eau, air) des SPD ont donc été réalisées (campagnes A et B) pour appréhender, à différentes périodes de l'année et dans des conditions d'achalandage changeantes, l'impact de quatre différentes modifications apportées successivement à la filière de traitement de référence, à savoir :

T1 : activation additionnelle du rayonnement ultraviolet (UV);

T2 : arrêt du stripage (*stripping en anglais*) avec conservation de la ventilation dans le bassin d'aération;

T3 : arrêt du stripage et suppression de la ventilation dans le bassin d'aération;

T4 : suppression du floculant PASS.

Le premier axe d'analyse des résultats rend compte de l'impact, au cours de chacune des deux campagnes, de chaque modification de traitement et pour, successivement, chaque classe de SPD examinée. Les UV ont un impact marqué causant une augmentation potentiellement élevée des SPD émergents, plus exactement des halonitrométhanes (HNM) et halocétones (HK), et des trihalométhanes (THM) dans l'eau et subséquemment des THM dans l'air. Leur activation contribue en revanche à diminuer la teneur en chloramines (CAM) dans l'air et de la N-nitrosodiméthylamine (NDMA) dans l'eau. Les résultats permettent de souligner l'impact positif de l'utilisation du stripage sur la présence des contaminants volatils qui se voit diminuée. L'utilisation du PASS ne semble pas se faire sentir sur la présence (quantité et spéciation) des SPD, excepté sur les THM dont ce floculant semble favoriser une légère augmentation.

Un deuxième axe d'analyse des résultats documente quelques aspects particuliers relatifs aux variations des niveaux de contamination entre les différents points d'échantillonnage. Elle fait notamment état de : (i) l'exacerbation des niveaux de contamination de l'eau de piscine eu égard à celle du réseau d'aqueduc qui alimente l'établissement; (ii) l'existence de variations saisonnières dans les niveaux de contamination (qui, à la base, doublent d'une campagne à l'autre); (iii), l'équivalence des niveaux de SPD mesurés, à différents moments, à une prise d'eau

située entre la fin de la filière de traitement et l'entrée d'eau du bassin avec les niveaux mesurés directement dans le bassin; (iv) l'existence de variations spatiales dans la contamination de l'air du bassin.

À notre connaissance, les données obtenues par cette approche originale et systématique de type expérimental n'existaient pas et sont indubitablement pertinentes pour envisager les moyens de favoriser la réduction, toujours souhaitable et vivement préconisée, des niveaux d'exposition aux SPD en piscine en développant une meilleure compréhension de la dynamique de ces contaminants. Ceci est d'un intérêt certain pour aider les gestionnaires à mettre en place des processus et stratégies de traitement plus efficaces (développement de meilleures pratiques) notamment à la faveur d'une meilleure protection de la santé et du bien-être des travailleurs en piscine au regard de la problématique de l'exposition aux SPD. Dans ce sens, les résultats de cette investigation sensibilisent également à la nécessité d'effectuer le choix des procédés de traitement au regard du contexte spécifique de la piscine et des problématiques qui en découlent, en l'occurrence en matière de contamination en SPD.

Il convient finalement de bien considérer qu'il s'agit d'une étude exploratoire dont les résultats ne peuvent être généralisés pour valider (ou non) l'usage des différents procédés qui ont été considérés dans d'autres contextes. D'autres études, plus approfondies, se devraient d'être initiées en ce sens.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
SOMMAIRE	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
1. INTRODUCTION	1
2. ÉTATS DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES OU TECHNIQUES	3
2.1 La problématique de l'exposition aux SPD : classes de composés, impacts sanitaires et réglementations	3
2.2 Impact des procédés sur la contamination en SPD.....	3
3. OBJECTIFS DE RECHERCHE	5
4. MÉTHODOLOGIE	7
4.1 Présentation de l'établissement d'accueil (cas d'étude)	7
4.2 Description des filières de traitement à l'étude.....	8
4.3 Liste des paramètres étudiés	8
4.4 Design des campagnes d'échantillonnage	10
4.5 Analyses statistiques	12
5. RÉSULTATS	13
5.1 Impact des procédés sur les SPD	15
5.1.1 Impact des procédés sur les CAM dans l'air	15
5.1.2 Impact des procédés sur les THM dans l'air.....	16
5.1.3 Impact des procédés sur les THM dans l'eau	17
5.1.4 Impact des procédés sur les AHA dans l'eau.....	18
5.1.5 Impact des procédés sur les HAN dans l'eau.....	19
5.1.6 Impact des procédés sur les HNM dans l'eau.....	20
5.1.7 Impact des procédés sur les HK dans l'eau	21
5.1.8 Impact des procédés sur la NDMA dans l'eau.....	22

5.2	Autres considérations d'ordre général sur les variations spatiales et temporelles des niveaux de contamination	23
5.2.1	Contamination de l'eau à la source (aqueduc) versus contamination de l'eau du bassin (piscine).....	23
5.2.2	Contamination de l'eau avant son entrée dans le bassin (après traitement) versus contamination de l'eau du bassin.....	23
5.2.3	Variations spatiales de la contamination entre les points d'échantillonnage.....	24
6.	DISCUSSION.....	25
6.1	Considérations relatives aux niveaux de contamination	25
6.2	Considérations relatives à l'impact comparé des procédés	26
7.	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	29
	ANNEXE A – RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICOCHEMISTIQUES ET RELEVÉS DU NOMBRE DE BAINNEURS LORS DES JOURNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE ...	33

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Paramètres quantifiés durant les campagnes A et B et méthodes de mesure.....	9
Tableau 2 – Calendrier des campagnes A et B.	11
Tableau 3 – Concentrations moyennes des SPD dans l'eau et dans l'air de la piscine étudiée au cours des campagnes A et B.	14

LISTE DES FIGURES

Figure 1 – Schématisation du plan d'échantillonnage.	11
Figure 2 – Concentrations de CAM (mg/m^3) dans l'air autour du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	15
Figure 3 – Concentrations de THM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air autour du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	16
Figure 4 – Concentrations de THM ($\mu\text{g}/\text{L}$) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	17
Figure 5 – Concentrations de AHA ($\mu\text{g}/\text{L}$) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	18
Figure 6 – Concentrations de HAN ($\mu\text{g}/\text{L}$) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	19
Figure 7 – Concentrations de HNM ($\mu\text{g}/\text{L}$) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	20
Figure 8 – Concentrations de HK ($\mu\text{g}/\text{L}$) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	21
Figure 9 – Concentrations de NDMA (ng/L) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.	22
Figure 10 – Corrélations ($n=10$) entre les niveaux de THM (a) et de AHA (b) mesurés à la prise d'eau (point P) avant ouverture de la piscine (sans baigneurs) et quelques heures plus tard (en présence des baigneurs).	24
Figure 11 – Corrélations ($n=21$) entre les niveaux de THM (a) et de AHA (b) mesurés à la prise d'eau (point P) et ceux mesurés au même instant dans le bassin (moyenne des deux points d'échantillonnage).	24

LISTE DES ACRONYMES, DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

11DCPone	1,1 -Dichloro-2-propanone
111TCPone	1,1,1 -Trichloro-2-propanone
AHA	Acide haloacétique
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ex-AFSSET)
BCA	Acide bromochloroacétique
BCAN	Bromochloroacétonitrile
CAM	Chloramine
CDBM	Chlorodibromométhane
CPK	Chloropicrine (Trichloronitrométhane)
DBA	Acide dibromoacétique
DBAN	Dibromoacétonitrile
DCA	Acide dichloroacétique
DCAM	Dichloramine
DCAN	Dichloroacétonitrile
DCBM	Dichlorobromométhane
HAN	Haloacétonitriles
HK	Halocétones
HNM	Halonitrométhane
IRSST	Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail
MBA	Acide monobromoacétique
MCA	Acide monochloroacétique
MCAM	Monochloramine
NDMA	N-nitrosodiméthylamine
PASS	Silico-sulfate de poly-aluminium
SPD	Sous-produits de la désinfection
SPDe	Sous-produits de la désinfection émergents
TBM	Tribromométhane (bromoforme)
TCA	Acide trichloroacétique
TCAM	Trichloramine
TCAN	Trichloroacétonitrile
TCM	Trichlorométhane (chloroforme)

THM	Trihalométhanes
TTHM	Trihalométhanes totaux (somme des quatre principaux composés)
UV	Ultraviolet

1. INTRODUCTION

L'évidence de la contamination, potentiellement sévère, de l'eau et de l'air des piscines par les sous-produits de désinfection (SPD) impose la question préoccupante de la sécurité et du confort sanitaire des employés de ces milieux (ex. : irritations respiratoires et oculaires, hyperréactivité bronchique), et ce, en tenant compte des soupçons d'effets délétères associés à ces polluants ainsi que des conditions particulières qui entourent l'exposition de cette population dans ce cadre. Les piscines sont effectivement des lieux à fort potentiel d'achalandage où l'exposition aux SPD est susceptible d'être fortement exacerbée, comparativement à l'exposition en milieu domestique (par la consommation d'eau, la prise de bain/douche). De nombreux facteurs (liés aux exigences techniques d'entretien et/ou aux comportements individuels) peuvent concourir à favoriser (i) la formation et la diffusion des contaminants en grande quantité dans les médias environnementaux (c.-à-d. eau, air), ainsi que (ii) l'exposition des personnes à ces contaminants. La recirculation de l'eau, pratique hydraulique inévitable pour limiter le gaspillage, contribue aussi à augmenter la concentration des polluants dans les bassins.

Au Québec, le nombre de travailleurs concernés par cette problématique est significatif. Pour la seule Ville de Québec, celui-ci est estimé à plus de 500. Plus largement, selon les données de la Société de sauvetage, il y aurait au Québec au-delà de 18 000 préposés à la surveillance aquatique (surveillants-sauveteurs, moniteurs, etc.) dont l'âge varie pour la majorité d'entre eux entre 16 et 24 ans, œuvrant dans environ 3300 installations aquatiques, dont près de 850 piscines intérieures. Il s'agit d'un bassin de population considérable pour lequel les données d'exposition relatives au sujet qui nous préoccupe demeurent limitées. Cette absence de données, qui va de pair avec l'absence de réglementation à ce sujet au Québec, constitue ainsi une lacune qu'il convient de combler alors que l'intérêt pour la problématique se fait grandissant à l'échelle internationale et interpelle également les instances locales.

La problématique a ainsi retenu l'attention de l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) qui, en réponse aux attentes, grandes et nombreuses suscitées par différentes organisations (p, ex, Croix-Rouge, Société de sauvetage, syndicats, ...) et face aux préoccupations des travailleurs eux-mêmes, a financé un premier projet de recherche portant sur l'évaluation de l'exposition des travailleurs aux sous-produits de désinfection en piscine au Québec (Tardif et coll. 2015). Ce projet voulait poser un premier diagnostic de la situation en dressant, d'abord, un portrait de la contamination environnementale (eau et air) pour 41 piscines intérieures, puis en mesurant les niveaux biologiques dans des échantillons d'air alvéolaire et d'urine fournis par des travailleurs en piscine. L'intérêt suscité par cette étude a été impressionnant, des volontaires ayant dû être refusés pour ne pas excéder les capacités d'analyse. Les résultats ont confirmé l'ampleur et la grande diversité de la contamination et de la spéciation des SPD dans les piscines au Québec.

L'étude dont il est ici question s'inscrit comme étant complémentaire à ces premiers travaux. En effet, les membres d'un comité de suivi ont exprimé un vif intérêt à approfondir le diagnostic au regard de l'impact des procédés mis en œuvre et a souhaité voir une étude menée « [...] dans l'optique de mettre en perspective des solutions pour mieux contrôler l'exposition (c.-à-d. que le choix des piscines étudiées permette la comparaison de l'impact de différents systèmes, soit sur

un mode avant/après au sein d'un même site) »¹. L'opportunité unique, offerte par un établissement pour compléter les premiers travaux par ceux faisant l'objet du présent rapport, a donc été saisie par l'équipe de recherche. Considérant l'hétérogénéité des piscines soulignée par le comité et confirmée par l'exploration des niveaux environnementaux du projet initial, avec des configurations, des pratiques et des filières de traitement changeant de l'une à l'autre et dans le temps, ce complément de recherche offre l'occasion de documenter des éléments particulièrement pertinents.

¹ Extrait du procès-verbal de la première rencontre du comité de suivi.

2. ÉTATS DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES OU TECHNIQUES

2.1 La problématique de l'exposition aux SPD : classes de composés, impacts sanitaires et réglementations

Un état des connaissances relatif à la problématique a été réalisé récemment, incluant notamment une présentation des différentes catégories de SPD, une revue des impacts sanitaires associés à l'exposition à ces contaminants, et un tour d'horizon des réglementations (Tardif et coll., 2014). On se bornera à rappeler ici que les SPD résultent des réactions chimiques qui surviennent entre les agents désinfectants et les matières organiques ou azotées présentes naturellement dans l'eau ou qui sont transportées par les baigneurs.

Parmi ces contaminants, on distinguera des composés que l'on qualifiera de « classiques » en comparaison aux sous-produits dits « émergents » (SPDe) découverts plus récemment (Mercier Shanks et coll., 2013; Richardson et coll., 2007; Richardson et coll., 2010; Weaver et coll., 2009; Zwiener et coll., 2007). Dans la catégorie des composés classiques, on identifie traditionnellement trois classes de composés: les trihalométhanes (THM) – incluant notamment le chloroforme (TCM), le dichlorobromométhane (DCBM), le chlorodibromométhane (CDBM) et le bromoforme (TBM) –, les acides haloacétiques (AHA) – incluant notamment l'acide monochloroacétique (MCA), l'acide monobromoacétique (MBA), l'acide dichloroacétique (DCA), l'acide trichloroacétique (TCA), l'acide bromochloroacétique (BCA), et l'acide dibromoacétique (DBA) – et les chloramines (CAM) parmi lesquels la monochloramine (MCAM), la dichloramine (DCAM) et la trichloramine (TCAM). Les THM, composés particulièrement volatils, peuvent se diffuser dans l'air, alors que les AHA resteront très majoritairement concentrés dans l'eau. Dans la famille des CAM, on retrouvera essentiellement la MCAM dans l'eau et la TCAM dans l'air. Dans la longue liste des SPDe, on peut citer notamment : les haloacétonitriles (HAN) – incluant le trichloroacétonitrile (TCAN), le dichloroacétonitrile (DCAN), le dibromoacétonitrile (DBAN) et bromochloroacétonitrile (BCAN) –, les halonitrométhanés (HNM) dont la chloropicrine ou trichloronitrométhane, ainsi que les halokétones (HK) – incluant le 1,1-Dichloro-2-propanone (11DCPone) ou le 1,1,1-trichloro-2-propanone (111TCPone) –, ou encore la N-nitrosodiméthylamine (NDMA). La présente étude s'intéressera à l'ensemble de ces composés.

2.2 Impact des procédés sur la contamination en SPD

La littérature scientifique sur l'impact des procédés de traitement en piscine sur la contamination en SPD demeure limitée. La plupart des études identifiées proposent des expérimentations réalisées en laboratoire, et explorent l'aspect mécanistique de la formation de certains groupes de SPD en tenant compte de la chimie des précurseurs et du réglage des différents paramètres d'opération (Hansen et coll., 2013a; Hansen et coll., 2013b; Soltermann et coll., 2013; Weng et coll., 2012). Plusieurs autres ont pu comparer les profils (spéciation) et niveaux de contamination observés dans différentes piscines en fonction des types de traitement ou d'autres caractéristiques diverses (ex. type de désinfectant) (Lee et coll., 2010; Righi et coll., 2014). Exceptionnelles, pour ne pas dire presque inexistantes, sont les études de cas décrivant l'évolution de cette

contamination, en conditions réelles dans une même piscine, en fonction des changements apportés au processus de traitement (Cassan et coll., 2006).

Les études les plus pertinentes à l'égard de l'impact des différents procédés sur le portrait (types et niveaux) de contamination proviennent essentiellement de France où la question de la réduction de l'exposition aux CAM, reconnue comme source d'asthme professionnel pour les sauveteurs, a suscité de nombreux travaux. Ceux-ci ont en particulier porté sur la mise en place de procédés de stripage, qui par brassage de l'eau favorise l'extraction par volatilisation de la CAM (Gérardin et coll., 1999; Gérardin et coll., 2001; Gérardin et coll., 2005b) et sur l'implantation de systèmes de rayonnements UV dont il a été mis en évidence que le pouvoir des déchloramineurs n'était pas aussi clair qu'escompté et pouvait être, qui plus est, contrebalancé par la formation accentuée des THM (Gérardin et coll., 2005a). Dans la foulée de ces travaux, la thèse de Hamel (2007) est une référence importante qui a exploré l'impact de ces mêmes voies de réduction en élargissant la liste des composés étudiés aux CAM et THM dans l'eau et dans l'air et a permis de mieux cerner l'influence des conditions d'opération sur la formation de ces SPD. Ces éléments ont contribué à ce qu'en France, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) produise un document pour encadrer les demandes d'autorisation de mise en place de procédés de traitement dont, en particulier, les déchloramineurs mettant en œuvre des rayonnements UV qui doivent faire l'objet d'essais préalables en laboratoire et d'expérimentation en grandeur réelle (ANSES, 2011).

Weng et coll. (2012) et Hansen et coll. (2013b) rappellent que l'impact des UV sur les THM est source de contradiction dans la littérature. Tandis que l'étude de Cassan et coll. (2006) rapporte une augmentation des niveaux de THM à la suite de l'installation d'un système UV dans une piscine, Beyer et coll. (2004) observent l'effet contraire dans une piscine soumise à un changement similaire et, dans une troisième piscine, Kristensen et coll. (2009), eux, ne constatent aucune différence notable dans les niveaux de THM entre les périodes de fonctionnement et d'arrêt des UV. Dans la lignée de ces travaux, l'impact des UV continue de faire l'objet d'investigations réalisées en laboratoire et fournissant de ce fait un éclairage exclusivement sur les niveaux de SPD dans l'eau. Ces études élargissent davantage l'échantillon des SPD étudiés et tendent à mettre en exergue les conséquences différentes des conditions d'opération. Weng et coll. (2012) ont documenté l'impact des UV sur les SPD azotés et conclu que ces rayonnements semblaient augmenter les concentrations des uns et diminuer celles des autres. Hansen et coll. (2013b) ont évalué l'impact des UV sur 12 différents composés et estiment que leur application pourrait contribuer notamment à diminuer les HAN bromés et les THM bromés. Avec des échantillons d'eau provenant d'un réseau de distribution, Shah et coll. (2011) ont souligné les effets contrastés de différents types de lampes sur les HAN et les HNM. Tout dernièrement, Soltermann et coll. (2013) ont documenté, de leur côté, les effets des UV dans le cas du NDMA et, plus généralement, le cas des N-Nitrosamines, soulignant que la dégradation des composés dépend de la dose d'UV appliquée ainsi que des concentrations initiales de ces composés et de leurs précurseurs. Ils ont conclu qu'un tel traitement des eaux de piscine pourrait induire une formation de NDMA qui contrebalance et surpasse la dégradation attendue.

Face à ces données encore limitées et contradictoires, qui n'appréhendent pas systématiquement l'ensemble des SPD dans l'eau et dans l'air et ne considèrent que très rarement les conditions réelles rencontrées en piscine, le projet proposé ici revêt un intérêt indubitable.

3. OBJECTIFS DE RECHERCHE

L'objectif général de cette recherche est de fournir des données permettant une première évaluation de l'impact de modifications du traitement (désinfection, décontamination) de l'eau sur les niveaux de contamination de l'eau et l'air d'une piscine type par les sous-produits de chloration.

De façon spécifique, nous allons :

- Procéder à une série de prises d'échantillons de façon à documenter les niveaux avant et après modification de la filière de traitement;
- Comparer l'efficacité de diverses filières de traitement au regard des niveaux mesurés.

4. MÉTHODOLOGIE

Ce projet se fonde sur une étude du cas d'une piscine qui a offert la possibilité de mettre en œuvre, pendant des durées variables, de façon séparée ou simultanée, différents procédés constituant sa filière de traitement. Deux campagnes de mesures des concentrations (eau, air) des SPD ont été réalisées (campagnes A et B) pour étudier, à différentes périodes de l'année et dans des conditions d'achalandage changeantes, l'impact de quatre différentes modifications apportées successivement à la filière de traitement de référence.

4.1 Présentation de l'établissement d'accueil (cas d'étude)

L'établissement d'accueil est une piscine couverte (intérieure) de la grande région de Montréal qui a été construite en 1990. Elle a subi d'importantes rénovations en 2010, incluant notamment la mise en place du stripage qui a contribué grandement à la baisse du nombre de plaintes relatives à des effets irritants vraisemblablement associés aux CAM. Le volume de la piscine est de 875 m³, avec un bassin en forme de L d'une superficie de 463 m² et une profondeur maximale de 3,6 m. L'évacuation se fait par débordement (goulottes et écumoirs) ainsi que par le biais d'un drain de fond. Aucune vidange complète n'a été effectuée depuis la rénovation. Les extractions d'air vicié sont situées sur le mur du fond près des tremplins. Une partie de l'air neuf se situe au niveau du plancher près des verrières et dans le haut de la verrière. Une autre partie provient des diffuseurs de plafond.

Un total de 93 employés travaille dans l'établissement qui accueille environ 2400 baigneurs par mois (300 max. dans le bassin). Il n'y a pas de restriction quant aux vêtements de bain, mais le bonnet est obligatoire. Le savon est disponible dans les vestiaires pour favoriser la prise de douche normalement obligatoire.

Les experts techniques de la piscine estiment que les changements liés à des modifications apportées à la filière de traitement se répercutent dans un délai de 48 heures. Cette filière de traitement de l'eau comprend les procédés suivants :

- i. Stripage (surpresseur d'air SPENCER UB0055BZ-002 avec un débit de 250 à 300 pieds cubes par minute, en fonction de 16 h à 7 h en semaine et de 12 h à 7 h en fin de semaine, avec ventilation 24/24 dans le bassin d'équilibre); le stripage consiste à extraire les composés volatils de l'eau par entraînement à l'aide d'air dans un bassin d'aération.
- ii. Floculation (450 mL de silico-sulfate de poly-aluminium (PASS) par jour, à raison de quatre injections à 10 mL/min par jour); la floculation vise à provoquer l'agglomération des particules colloïdales par l'ajout d'un polymère (floculant).
- iii. Filtration (deux filtres à sable avec débit de 4608 m³/jour);
- iv. Rayonnement UV assuré par des lampes de moyennes pressions (dosage fixe de 61 mJ/cm², en fonction 24/24); recirculation de l'eau à un débit variant entre de 3168 à 3632 L/minute.
- v. Chloration liquide (dose de 1 mg/L d'hypochlorite de sodium).

De l'acide muriatique est injecté occasionnellement pour aider à la régulation du pH.

4.2 Description des filières de traitement à l'étude

Les UV sont normalement désactivés durant l'été, mais activés le reste de l'année. Pour cette étude, il a été choisi de considérer les UV désactivés dans la situation de référence qui sert de standard de comparaison.

Au cours de chaque campagne, les concentrations environnementales de SPD dans l'eau de la piscine et dans l'air tout autour ont été mesurées pour confronter successivement et systématiquement l'impact des quatre traitements suivants au regard de la situation de référence basique :

T1 : activation du rayonnement UV;

T2 : arrêt du stripage avec conservation de la ventilation dans le bassin d'aération;

T3 : arrêt du stripage et suppression de la ventilation dans le bassin d'aération;

T4 : suppression du flocculant PASS.

Dans aucun cas, la filtration et la chloration n'ont été modifiées. De même, les conditions de ventilation générales sont demeurées les mêmes tout au long de chaque campagne, à savoir : ajout de 4800 pieds cubes (136 mètres cubes) par minute d'air frais extérieur et évacuation de 9775 pieds cubes (277 mètres cubes) par minute d'air intérieur.

4.3 Liste des paramètres étudiés

Le tableau 1 inventorie les paramètres qui ont été analysés au cours de chaque campagne et propose un résumé succinct des techniques d'échantillonnage et des méthodes d'analyse. Celles-ci sont plus amplement détaillées dans le rapport précédent (Tardif et coll. 2014). Comme à l'occasion de cette investigation antérieure, les analyses des composés dans l'eau ont été du ressort de la Chaire en eau potable de l'Université Laval à Québec, coutumière de ces manipulations. Les procédés d'analyse de niveaux de THM dans l'air ambiant ont été mis en œuvre au laboratoire de l'Unité d'inhalation expérimentale du Département de santé environnementale et santé au travail de l'Université de Montréal. Le dosage de la CAM dans l'air a été sous-traité au laboratoire du Service de l'environnement de la Ville de Montréal. Les compteurs d'eau et les nombres de baigneurs ont également été relevés lors des séances d'échantillonnage.

Tableau 1 – Paramètres quantifiés durant les campagnes A et B et méthodes de mesure.

Paramètres	Méthodes de mesure
<u>SPD dans l'air</u>	
CAM (essentiellement TCAM)	- Aspiration d'air à un débit de 1 L/min pendant 120 min au travers de cassettes munies de filtres - Analyse du désorbit par chromatographie ionique
THM incluant TCM, DCBM, CDBM, TBM	- Aspiration d'air à 165 mL/min pendant 95 min à travers des tubes de charbon activé - Analyse par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons
<u>SPD dans l'eau</u>	
THM incluant TCM, DCBM, CDBM, TBM	- Vials de 40 mL prétraités au chlorure d'ammoniac - Microextraction en phase solide, chromatographie en phase gazeuse en mode « espace de tête » et détection par spectrométrie massique
AHA incluant MCA, MBA, DCA, TCA, BCA, et DBA	- Vials identiques à ceux utilisés pour les THM - Extraction liquide-liquide, chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons
HAN incluant TCAN, DCAN, BCAN et DBAN	- Vials ambré de 60 mL, prétraités au chlorure d'ammoniac et tampon phosphate - Extraction liquide-liquide, chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons
HNM exclusivement CPK	Idem HAN
HK incluant 11DCPone et 111TCPone	Idem HAN
NDMA	- Bouteille de 1 L prétraitée au thiosulfate de sodium - Extraction suivie d'une chromatographie en phase gazeuse et détection par spectromètres de masse couplés
<u>Paramètres physico-chimiques</u>	
Chlore libre	Lecture directe sur le terrain avec colorimètre HACH avec réactif DPD <i>free chlorine</i>
Chlore total	Lecture directe sur le terrain avec colorimètre HACH avec réactif DPD <i>total chlorine</i>
Monochloramine (MCAM)	Lecture directe sur le terrain avec colorimètre HACH avec réactif Monochlor F
pH	Lecture directe sur le terrain avec pH-mètre à sonde gélifiée
Absorbance UV	Mesure en laboratoire avec cellule de quartz par spectrophotomètre
Conductivité	Mesure en laboratoire avec sonde Tetracon et multimètre portatif
Turbidité	Mesure en laboratoire avec turbidimètre
Carbone organique dissous	Mesure en laboratoire avec analyseur de carbone

4.4 Design des campagnes d'échantillonnage

Les échantillons dans l'air et dans l'eau ont été prélevés systématiquement avant et après modification de la filière de traitement de référence au cours de chacune des deux campagnes (Tableau 2).

La campagne A, en guise de travaux préliminaires, a été réalisée à l'été 2013 et a exploité la fermeture de la piscine étudiée les samedis et dimanches. Elle a permis d'étudier l'impact à courte échéance des modifications dans le milieu avec un achalandage minime. Une première série d'échantillonnages était effectuée en configuration de référence les vendredis matins, juste avant modification du traitement. Une deuxième série d'échantillonnages était effectuée 72 h plus tard, à la réouverture de la piscine, le lundi matin suivant. Le retour à la configuration de référence se faisait à la fin de l'échantillonnage du lundi matin devant ainsi permettre le rétablissement de la situation initiale avant le vendredi suivant.

La campagne B a été réalisée en deux temps (automne 2013 et hiver 2014) et a voulu appréhender les impacts des modifications du traitement à moyenne échéance et avec un achalandage important. Une première prise d'échantillons avait lieu le lundi matin en configuration de référence, avant la modification de la filière le lendemain (mardi). Une nouvelle visite le mercredi permettait de collecter les échantillons 24 h après la modification. L'équipe était de retour le lundi suivant pour récupérer les échantillons, six jours après la modification. Le retour en situation de référence se faisait après l'échantillonnage de ce lundi. Ce processus était répété à partir du lundi suivant, afin d'étudier une nouvelle configuration, permettant ainsi le rétablissement d'une situation de référence.

Dans le cadre de cette campagne (B), deux journées d'échantillonnage ont été ajoutées (21 janvier et 12 mars) pour mesurer les niveaux de SPD dans la configuration de traitement qui aurait normalement été celle en vigueur s'il n'y avait pas eu les interventions occasionnées par la réalisation du projet, c'est-à-dire avec l'intégralité des dispositifs de traitement disponibles en fonction (situation équivalant à une situation de référence avec UV actifs). Ces deux échantillonnages devaient ainsi appréhender la contamination « normale » du site une semaine avant d'entamer la série de modifications programmée et une semaine après le rétablissement de la filière habituellement en vigueur pendant l'hiver.

Une série de problèmes majeurs fut constatée par l'équipe de maintenance deux jours avant le dernier échantillonnage (12 mars) : pas d'extraction dans le bassin d'aération dû au bris d'un volet du conduit d'évacuation, provoquant un dégazage des contaminants dans l'enceinte de la piscine par le stripage fonctionnel; absence d'apport de PASS (baril vide); chlore libre à 0 du fait d'un problème avec les pompes sans que l'on ait été en mesure d'évaluer le début et la durée de la panne. Cela nous a offert l'opportunité, particulièrement pertinente dans le cadre de cette recherche, de documenter les répercussions sur la contamination en SPD d'un des « pis cas » de figure qui pût survenir (défection de presque l'intégralité des dispositifs de la filière de traitement).

Tableau 2 – Calendrier des campagnes A et B.

Situation			Campagne A été 2013	Campagne B automne 2013/hiver 2014
T1	Activation des UV	Avant (REF)	5 juillet	4 novembre
		Après	8 juillet	6 et 12 novembre
T2	Désactivation du stripage	Avant (REF)	12 juillet	24 février
		Après	15 juillet	26 février et 4 mars
T3	Désactivation du stripage et de la ventilation du bassin d'aération	Avant (REF)	19 juillet	10 février
		Après	22 juillet	12 et 18 février
T4	Arrêt de la floculation	Avant (REF)	26 juillet	27 janvier
		Après	29 juillet	29 janvier
NORMAL1	Traitement habituel (intégral)		-	21 janvier
NORMAL2	Panne des systèmes		-	12 mars

Lors de chaque matinée d'échantillonnage, les CAM et THM dans l'air ont été mesurés simultanément en trois points (A, B, C) autour du bassin, par l'entremise de prélèvements d'air à hauteur respiratoire d'un homme debout sur le bord de la piscine (figure 1). Les pompes étaient, pour ce faire, positionnées sur les chaises des sauveteurs à environ 150 cm au-dessus de la surface de l'eau.

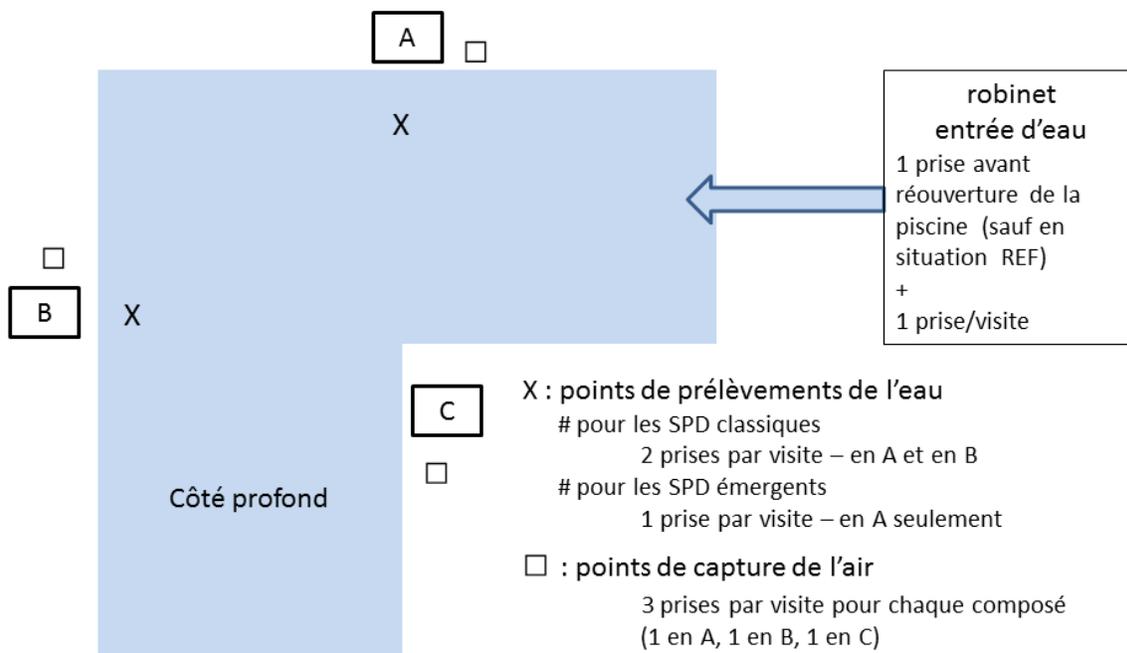


Figure 1 – Schématisation du plan d'échantillonnage.

Dans l'eau, les SPD classiques (i.e. THM, AHA) étaient systématiquement mesurés en deux points différents du bassin (A, B), au milieu de la visite. Pour chacun de ces deux composés, un autre échantillon était, quelques minutes auparavant, collecté à un robinet spécialement installé à la fin de la filière de traitement, juste avant l'entrée d'eau dans le bassin. Lors des journées correspondant aux situations après modifications de la filière, deux échantillons (un pour chaque composé) étaient prélevés par l'équipe responsable de la maintenance de la piscine à ce même point, avant même l'ouverture de l'établissement. Lors de la campagne B, la concentration des SPD classiques dans l'eau du réseau (aqueduc) alimentant la piscine a été réalisée en capturant un échantillon à un robinet. Pour ce qui est des SPDe, une seule prise d'échantillon était effectuée dans le bassin, au pied de la chaise correspondant au point A, au milieu de la visite. Les paramètres physico-chimiques ont été mesurés au même endroit.

4.5 Analyses statistiques

Le logiciel SAS (SAS Institute Inc., 2009) a été utilisé pour vérifier la normalité des distributions avec le test de Shapiro-Wilk puis pour procéder, après contrôle de l'égalité des variances, à un test t sur deux échantillons indépendants pour comparer les concentrations de THM et CAM mesurées au point C et celles mesurées en moyenne aux points A et B. Le seuil de significativité statistique a été fixé à 0,1.

5. RÉSULTATS

Le tableau 3 présente les moyennes de toutes les mesures des différents SPD mesurés dans l'eau du bassin et tout autour au cours des deux campagnes, indépendamment des modifications des filières de traitement. On peut noter que les niveaux de SPD doublent de la première à la deuxième campagne, avec des concentrations de contaminant dans l'eau et dans l'air plus élevés à l'automne/hiver. Les résultats mettent aussi en évidence une contamination typique avec prédominance des SPD chlorés, le TCM représentant notamment plus de 80 % des THM totaux et le TCA et DCA, respectivement autour de 70 % et de 20 % des AHA. Compte tenu de ce profil invariant de spéciation, les sections suivantes ne rendent compte des résultats que pour la quantité totale de chaque classe de SPD, sans détailler dans chacune les résultats spécifiques par composé.

La première section (5.1.), qui constitue le cœur des résultats escomptés de ce projet, rend compte de l'impact, au cours de chacune des deux campagnes (A et B), de chaque modification de traitement (T1, T2, T3, T4) pour chaque classe de SPD examinée. Il convient de préciser que lors de la campagne A, une panne de courant, survenue au cours de l'étude du cas T1, a induit un arrêt temporaire du système d'UV entre 15 h le dimanche et 7 h le lendemain matin (soit le lundi, jour du deuxième échantillonnage). Une autre panne de courant a également affecté, pendant la campagne A, l'ensemble des systèmes lors de l'étude du cas T3 (entre 5 h et 15 h le dimanche 20 juillet). À noter que lors de la campagne B, la détérioration très rapide de la qualité de l'eau de la piscine dans les jours suivant l'arrêt du PASS a imposé la réinjection de celui-ci avant d'avoir pu atteindre le délai prévu pour procéder à une deuxième prise d'échantillon (d'où l'absence systématique de cette donnée dans les prochaines figures). On rappelle que, dans le cadre de la campagne B, on rapporte aussi les résultats de deux journées d'échantillonnage additionnelles avec, respectivement, une filière de traitement pleinement fonctionnelle (NORMAL1) et, au contraire, une filière de traitement presque intégralement dysfonctionnelle (NORMAL2).

La deuxième section (5.2.) des résultats documente quelques aspects particuliers relatifs aux variations des niveaux de contamination entre les différents points d'échantillonnage. Les résultats des analyses des paramètres physico-chimiques et les relevés du nombre de baigneurs sont présentés en annexe.

Tableau 3 – Concentrations moyennes des SPD dans l'eau et dans l'air de la piscine étudiée au cours des campagnes A et B.

Variable	Campagne A			Campagne B						
	n ^a	Moy ^b	± e-t ^c	Min	Max	n ^a	Moy ^b	± e-t ^c	Min	Max
<i>Air (µg/m³)</i>										
THM totaux	24	121,0	47,2	62,5	210,1	38	241,1	85,0	128,9	491,4
<i>TCM</i>		101,6	37,3	55,5	185,0		230,9	81,2	123,3	470,1
<i>DCBM</i>		15,9	10,4	6,0	39,2		9,1	4,1	4,8	20,7
<i>CDBM</i>		3,3	2,7	1,0	9,6		1,0	0,5	0,3	2,0
<i>TBM</i>		0,3	0,2	<0,097	0,6		0,1	0,0	<0,097	0,2
<i>THM bromés</i>		19,4	13,2	6,9	49,3		10,2	4,6	5,3	22,7
CAM (mg/m³)	24	0,44	0,11	0,30	0,59	40	0,65	0,15	0,40	0,98
<i>Eau (µg/L)*</i>										
THM totaux	16	19,7	5,1	12,4	28,0	26	37,0	9,0	17,3	50,7
<i>TCM</i>		16,7	3,9	11,1	25,7		35,6	8,3	17,3	48,1
<i>DCBM</i>		2,6	1,5	0,8	5,5		1,9	0,6	<0,6	3,4
<i>CDBM</i>		1,3	0,3	<1,0	1,6		-	-	<1,0	<1,0
<i>TBM</i>		-	-	<0,8	<0,8		-	-	<1,0	<1,0
<i>THM bromés</i>		3,0	2,0	0,8	7,1		1,4	1,0	<2,4	3,4
AHA totaux	16	139,7	21,6	111,3	188,2	26	248,5	35,7	163,7	297,1
<i>MCA</i>		5,4	1,3	3,6	7,5		7,9	2,5	<1,0	12,3
<i>MBA</i>		-	-	<1,0	<1,0		1,2	0,2	<1,0	1,3
<i>DCA</i>		30,1	7,0	24,5	48,6		63,4	12,6	36,3	86,6
<i>TCA</i>		99,9	10,5	84,0	121,7		176,2	22,5	119,9	208,2
<i>BCA</i>		5,0	2,6	2,8	11,2		2,2	0,5	1,3	3,3
<i>DBA</i>		3,5	0,1	<1,0	3,6		-	-	<1,0	<1,0
HAN totaux	8	12,22	4,13	8,76	21,11	13	26,14	4,54	21,21	34,98
<i>TCAN</i>		0,03	0,01	0,02	0,04		0,19	0,32	0,06	1,26
<i>DCAN</i>		8,74	2,40	6,30	13,55		24,32	4,38	19,67	32,97
<i>BCAN</i>		2,74	1,49	1,34	5,23		1,60	0,42	1,25	2,76
<i>DBAN</i>		0,71	0,73	0,15	2,29		0,04	0,04	0,01	0,15
HNM (CPK)	8	0,15	0,11	0,07	0,42	13	0,52	0,53	0,15	1,43
HK	8	2,11	0,64	1,38	3,30	13	3,12	1,62	1,83	6,50
<i>IIIDCPone^d</i>		0,32	0,07	0,23	0,41		-	-	-	-
<i>IIITCPone</i>		1,84	0,55	1,27	2,93		3,12	1,62	1,83	6,50
NDMA *	8	10,33	4,43	2,40	16,00	13	11,53	6,33	<1,6	25,40

^a n indique le nombre d'échantillons analysés^b moyenne^c ±écart-type^d Donnée non disponible pour la campagne B en raison d'un problème de quantification d'origine chromatographique dû à la présence de contaminants inconnus dans l'eau de la piscine

* les concentrations dans l'eau sont en µg/L à l'exception de la concentration de NDMA exprimée en ng/L

5.1 Impact des procédés sur les SPD

5.1.1 Impact des procédés sur les CAM dans l'air

La figure 2 présente les niveaux moyens de CAM mesurés dans l'air autour du bassin avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes décrites au tableau 2. On observe une réduction du niveau de CAM dans l'air avec la mise en fonction des UV, mais uniquement en présence de baigneurs dans le bassin (campagne B). En cas d'arrêt du stripage (T2), le maintien de la ventilation dans le bassin d'aération semble agir de telle sorte que l'augmentation de la contamination de l'air est retardée pour atteindre des niveaux élevés après 6 jours. On n'observe aucun effet apparent relatif à l'utilisation ou non du PASS.

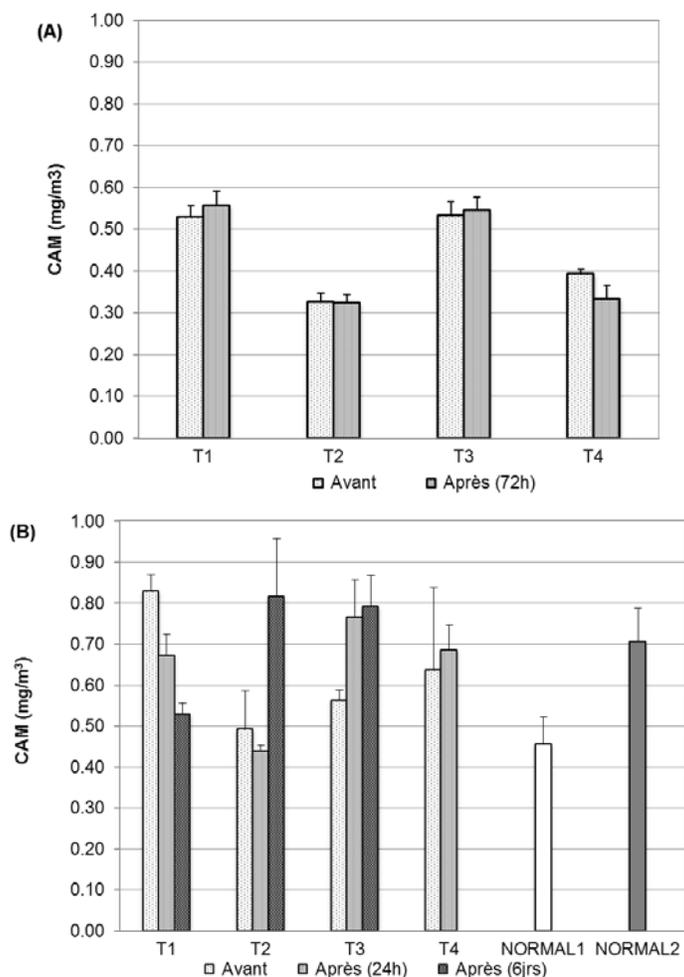


Figure 2 – Concentrations de CAM (mg/m³) dans l'air autour du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.1.2 Impact des procédés sur les THM dans l'air

La figure 3 présente les niveaux moyens de THM mesurés dans l'air autour du bassin, avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes. Contrairement au cas des CAM, l'activation des UV laisse apparaître une augmentation des niveaux de THM dans l'air. En revanche, comme dans le cas des CAM, le maintien de la ventilation dans le bassin d'aération semble retarder l'augmentation des niveaux de contaminants dans l'air autour du bassin principal en cas d'arrêt du stripage. La suppression du PASS semble induire une légère diminution des niveaux de contamination en THM de l'air.

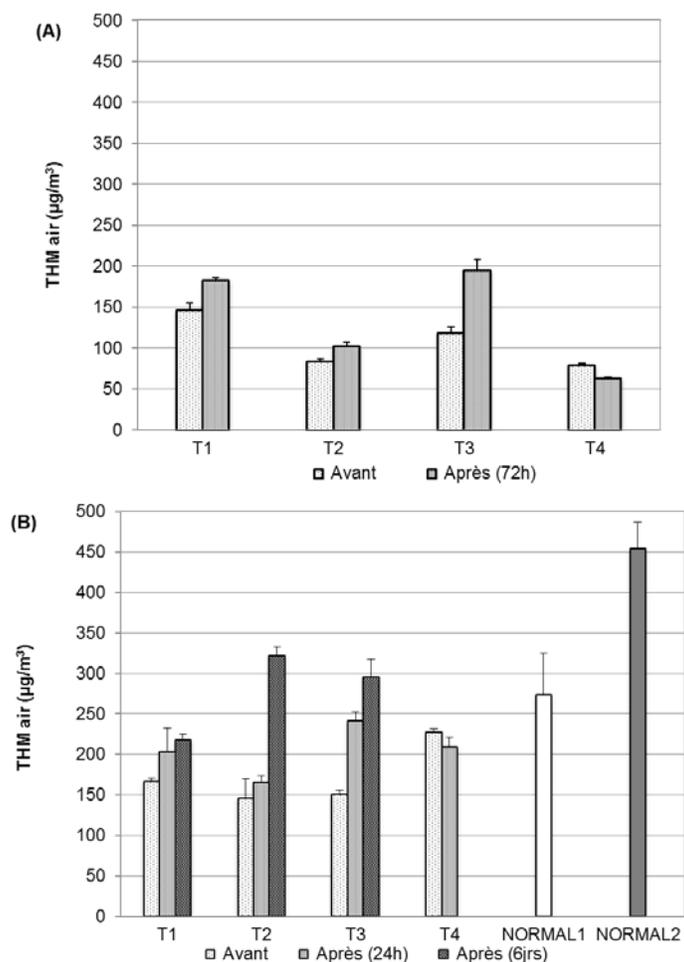


Figure 3 – Concentrations de THM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air autour du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.1.3 Impact des procédés sur les THM dans l'eau

La figure 4 présente les niveaux moyens de THM mesurés dans l'eau du bassin, avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes. Les mêmes observations que celles faites dans le cas des THM dans l'air se répètent dans le cas des THM dans l'eau, avec toutefois une diminution plus marquée des niveaux lorsque l'on supprime le PASS.

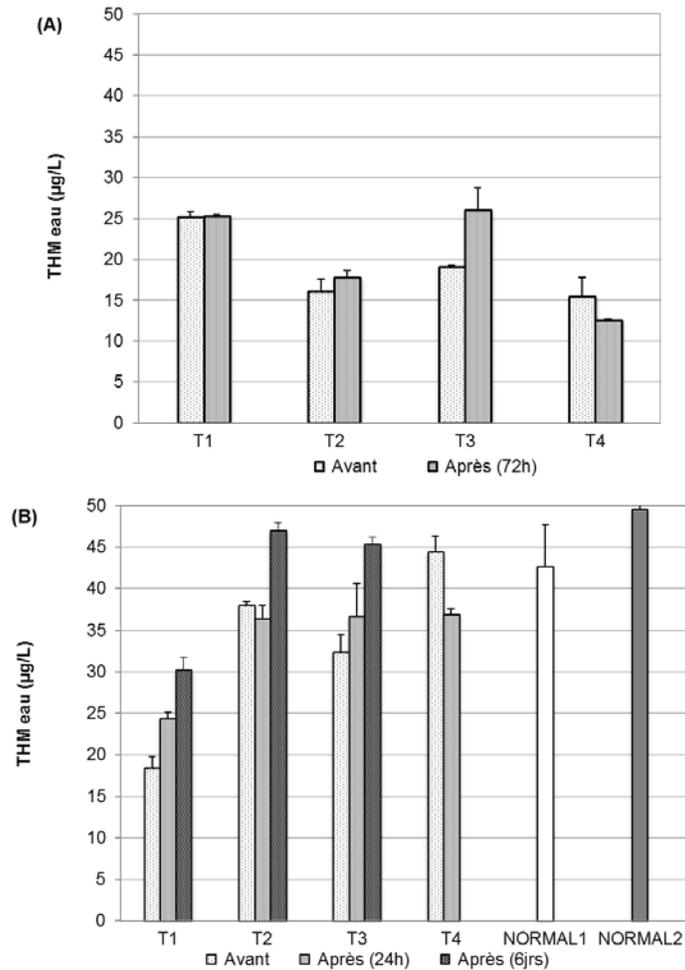


Figure 4 – Concentrations de THM (µg/L) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.1.4 Impact des procédés sur les AHA dans l'eau

La figure 5 présente les niveaux moyens de AHA mesurés dans l'eau du bassin, avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes. La comparaison des différentes situations (avec et sans baigneurs pendant l'expérimentation) ne laisse émerger aucune observation claire. L'effet des UV (T1) est, par exemple, contraire lors des deux campagnes.

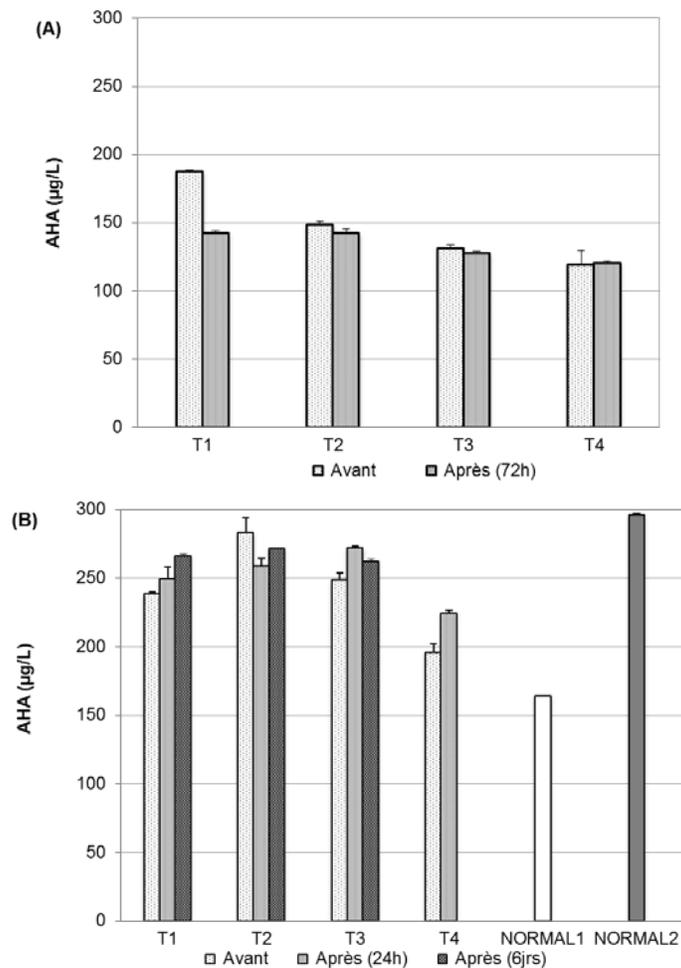


Figure 5 – Concentrations de AHA (µg/L) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.1.5 Impact des procédés sur les HAN dans l'eau

La figure 6 présente les niveaux moyens de HAN mesurés dans l'eau du bassin, avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes. De même que pour les AHA, on n'observe pas d'impact clair dans le cas des HAN, notamment au regard de la variabilité des niveaux mesurés en situation de référence. Des effets contraires se font également voir d'une campagne à l'autre.

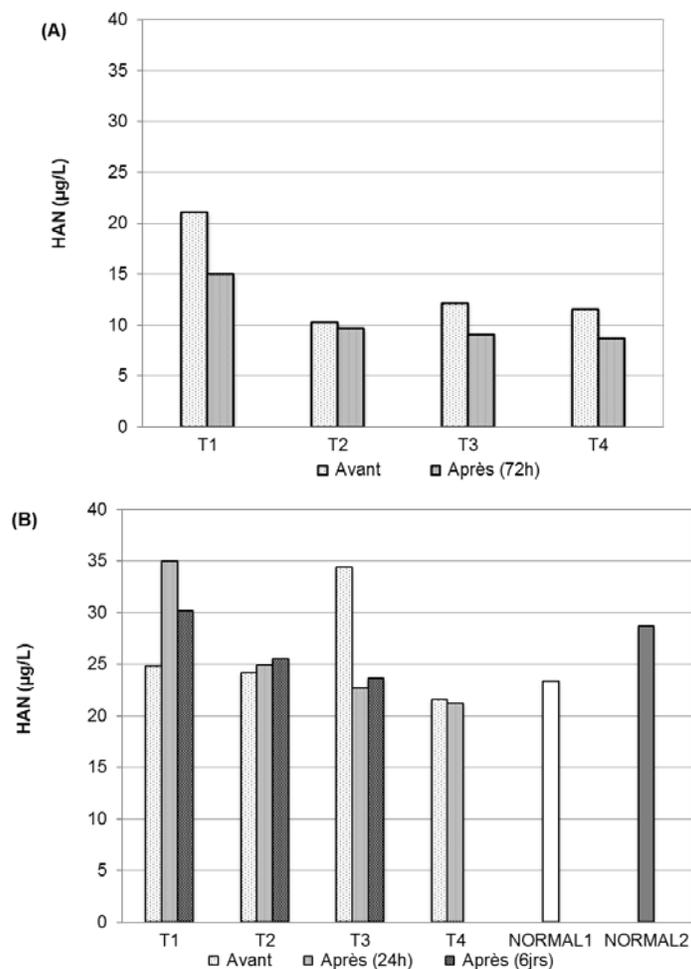


Figure 6 – Concentrations de HAN (µg/L) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.1.6 Impact des procédés sur les HNM dans l'eau

La figure 7 présente les niveaux moyens de HNM, en l'occurrence exclusivement de la chloropicrine (CPK), mesurés dans l'eau du bassin, avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes. L'activation des UV semble induire une augmentation importante des niveaux de HNM. Les autres modifications de traitement ne laissent pas entrevoir d'effets.

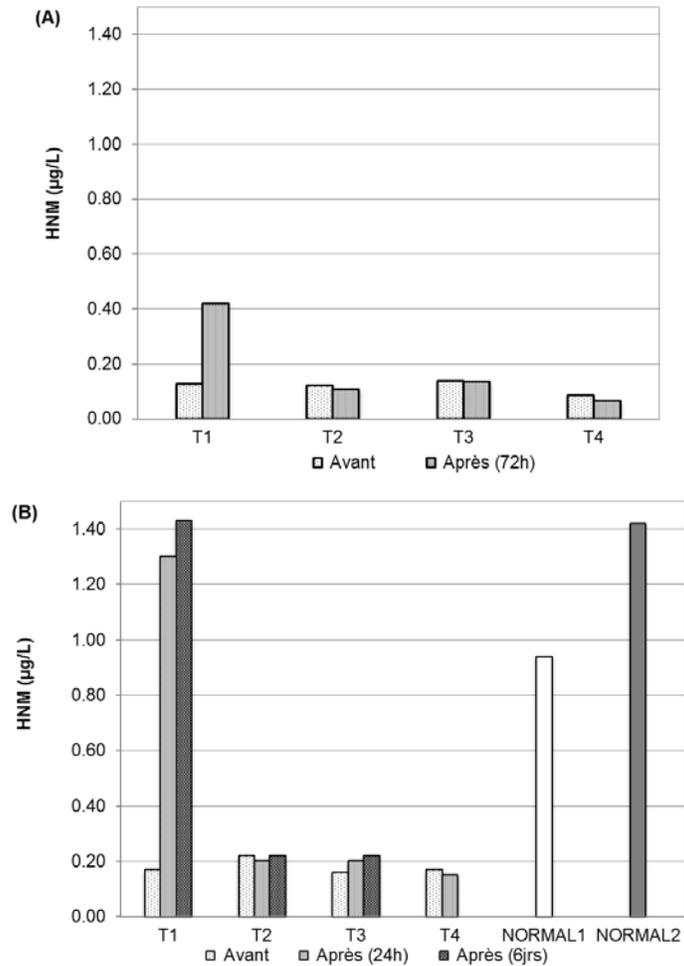


Figure 7 – Concentrations de HNM (µg/L) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.1.7 Impact des procédés sur les HK dans l'eau

La figure 8 présente les niveaux moyens de HK mesurés dans l'eau du bassin, avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes. De même que pour les HNM, les UV semblent induire un fort accroissement des niveaux de HK en présence de baigneurs (campagne B) tandis que les autres procédés ne semblent pas avoir d'effets remarquables sur ces niveaux.

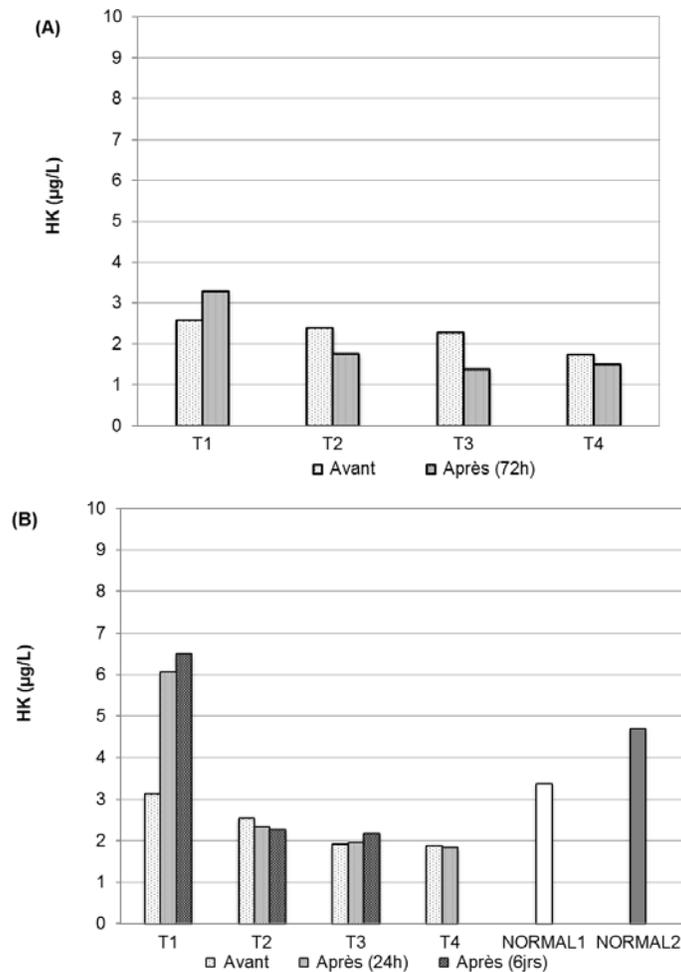
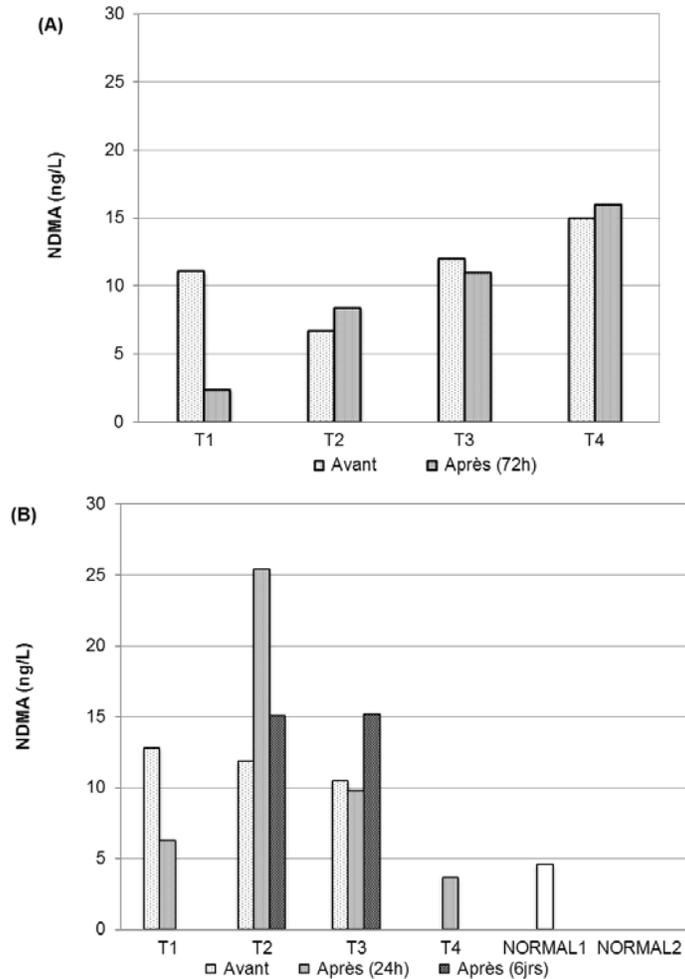


Figure 8 – Concentrations de HK (µg/L) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.1.8 Impact des procédés sur la NDMA dans l'eau

La figure 9 présente les niveaux moyens de NDMA mesurés dans l'eau du bassin, avant et après chaque modification de la filière au cours des deux campagnes. Les rayons UV semblent, dans ce cas, avoir un impact fort pour diminuer les niveaux de NDMA. L'absence de stripage tendrait apparemment à augmenter les concentrations de ce composé dans l'eau.



*à l'exception du cas « T4 après (6 j) », les valeurs manquantes des concentrations de NDMA correspondent à des valeurs inférieures à la limite de détection (1,6 ng/L)

Figure 9 – Concentrations de NDMA (ng/L) dans l'eau du bassin avant et après chaque modification de la filière de traitement au cours des campagnes A et B.

5.2 Autres considérations d'ordre général sur les variations spatiales et temporelles des niveaux de contamination

5.2.1 Contamination de l'eau à la source (aqueduc) versus contamination de l'eau du bassin (piscine)

À l'occasion de la deuxième campagne (B), des échantillons d'eau recueillis à un des robinets de la piscine ont permis de comparer les niveaux de THM et AHA originellement présents dans l'eau du réseau alimentant l'établissement avec ceux mesurés dans l'eau du bassin. Les résultats mettent clairement en évidence la présence exacerbée de ces contaminants en piscine. On relève, dans l'eau provenant du réseau d'aqueduc, des concentrations de AHA constantes sur la durée de la campagne avec une moyenne de $16 (\pm 2,7) \mu\text{g/L}$. Lors de la campagne B, les niveaux dans l'eau du bassin ont atteint des valeurs presque vingt fois plus élevées (tableau 3) que dans le réseau. Au regard des THM, les niveaux dans le réseau de distribution d'eau potable sont en moyenne de $18,5 (\pm 4,2) \mu\text{g/L}$. On note cependant une différence entre le niveau moyen des échantillons prélevés à l'automne durant cette campagne ($12,4 \pm 0,6 \mu\text{g/L}$, $n=3$) et ceux prélevés pendant l'hiver ($20,3 \pm 2,8 \mu\text{g/L}$, $n = 10$). Les niveaux de THM sont plus élevés et plus variables dans l'eau du bassin que dans l'eau du réseau (campagne B), avec une concentration moyenne de ($37,0 \pm 9 \mu\text{g/L}$). Dans le bassin aussi, on note une différence, cette fois encore plus remarquable, entre les niveaux mesurés durant l'automne et ceux mesurés durant l'hiver ($24,3 \pm 5,4 \mu\text{g/L}$ et $40,9 \pm 5,7 \mu\text{g/L}$). Quelle que soit la période, on retrouve, dans ce cas, des niveaux seulement deux fois plus élevés dans l'eau du bassin.

5.2.2 Contamination de l'eau avant son entrée dans le bassin (après traitement) versus contamination de l'eau du bassin

Lors de chaque campagne, des échantillons d'eau ($n=31$) ont été recueillis à une prise d'eau (point P) dans la salle mécanique, installée entre la fin de la filière de traitement et l'entrée du bassin afin de comparer les niveaux de THM et de AHA mesurés à ce point et ceux mesurés dans le bassin. Sur l'ensemble de ces échantillons, 10 ont été prélevés lors de journées différentes, avant même l'ouverture de la piscine aux baigneurs. Les autres échantillons ont été prélevés pendant chacune de nos visites, en présence des baigneurs dans le bassin.

La figure 10 présente les corrélations entre les niveaux de THM et de AHA mesurés au point P avant ouverture de la piscine en absence de baigneurs et ceux mesurés quelques heures plus tard. On observe ainsi des niveaux comparables entre ces deux prises d'échantillon avec des ratios entre la deuxième mesure et la première compris entre 0,86 et 1,12 pour les THM et 0,84 et 1,05 pour les AHA.

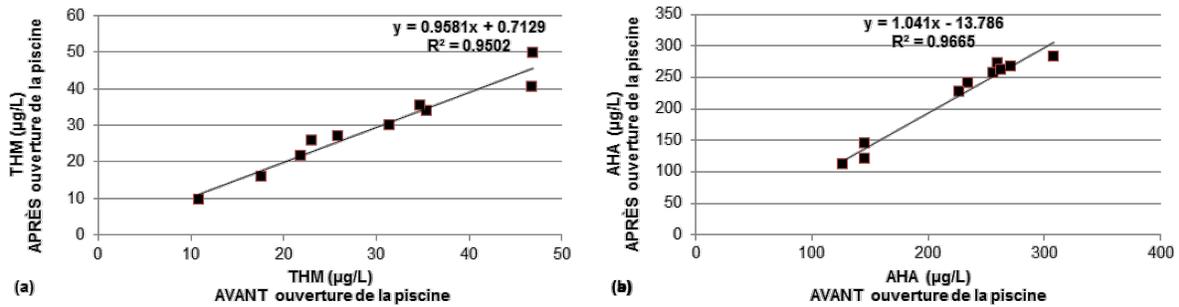


Figure 10 – Corrélations (n=10) entre les niveaux de THM (a) et de AHA (b) mesurés à la prise d'eau (point P) avant ouverture de la piscine (sans baigneurs) et quelques heures plus tard (en présence des baigneurs).

La figure 11 présente les corrélations entre les niveaux de THM et de AHA mesurés au point P et ceux mesurés au même moment dans le bassin après l'ouverture de la piscine en présence de baigneurs. Là encore, on n'observe aucune différence majeure entre les mesures issues de ces deux points d'échantillonnage, avec des ratios entre la mesure dans le bassin et la mesure au point P oscillant entre 0,94 et 1,3 pour les THM et 0,93 et 1,17 pour les AHA.

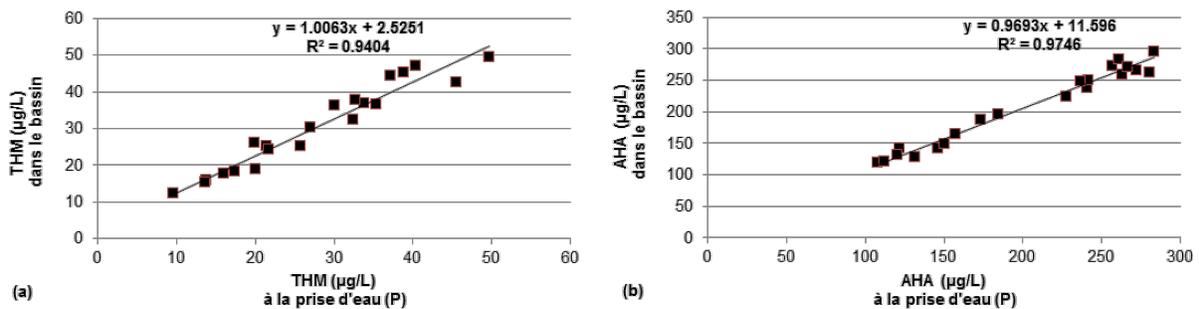


Figure 11 – Corrélations (n=21) entre les niveaux de THM (a) et de AHA (b) mesurés à la prise d'eau (point P) et ceux mesurés au même instant dans le bassin (moyenne des deux points d'échantillonnage).

5.2.3 Variations spatiales de la contamination entre les points d'échantillonnage

Dans l'eau, on n'observe aucune différence remarquable entre les résultats des mesures de THM et AHA effectuées entre les deux points d'échantillonnage A et B. Dans l'air, on remarque que les niveaux de THM au point d'échantillonnage C tendent à être plus élevés que les moyennes des niveaux mesurés aux points A et B (dans 15 points de comparaison sur 19), mais ce résultat n'est pas statistiquement significatif ($p=0,7$). Cette même observation existe pour les mesures de CAM (21 points de comparaison), mais avec une différence qui est statistiquement significative, au seuil de 0,10 ($p=0,09$) et un pourcentage d'augmentation de 17% en moyenne. La proximité entre le point d'échantillonnage C et le bassin d'aération explique vraisemblablement la contamination accrue dans cette zone de la piscine.

6. DISCUSSION

Cette étude a offert l'opportunité exceptionnelle de produire des données documentant l'impact de diverses filières de traitement sur la contamination de l'eau et de l'air par les principales classes de SPD, dans des conditions d'opération contrôlées et d'exposition réelle sur un seul et même site. Elle se fonde sur un design original et articulé en deux campagnes successives qui ont permis d'appréhender ces impacts, non seulement pendant des saisons différentes, mais également en absence (campagne A) ou en présence de baigneurs (campagne B). La possibilité d'étudier ces différents contextes au sein d'une seule et unique piscine aura permis de diminuer la variabilité des conditions environnementales qui prévalent d'une piscine à l'autre, et qui ont déjà été largement mises en exergue dans le précédent rapport (Tardif et coll., 2014). L'accès, dans la piscine étudiée, à des dispositifs de traitement encore peu répandus à l'heure actuelle au Québec (stripage, UV) renforce l'intérêt pour ces travaux. À notre connaissance, de telles données, obtenues selon une approche systématique de type expérimental et couvrant un vaste échantillon de composés n'existaient pas et sont indubitablement pertinentes pour envisager les moyens favorisant la réduction, toujours souhaitable et vivement préconisée, des niveaux d'exposition aux SPD en piscine. Il importe toutefois de noter que les données générées dans ce rapport sont le fruit d'une démarche exploratoire et qu'on ne peut, en aucun cas, leur donner une portée générale ou les utiliser pour valider (ou invalider) la pertinence et l'efficacité des différents procédés dont il est question sans avoir réalisé des études autrement plus approfondies dans cette optique particulière.

6.1 Considérations relatives aux niveaux de contamination

Il importe de préciser que la piscine étudiée dans le cadre du présent projet est caractérisée par une contamination typique où les composés chlorés (et non bromés) sont les SPD prédominants. Le chloroforme (TCM) compose ainsi la très grande majorité des THM mesurés, de même que le TCA (suivi bien moins par le DCA) compose la majorité des AHA, conformément à ce qui a souvent été rapporté dans la littérature (Bessonneau et coll., 2011; Catto et coll., 2012; Simard et coll., 2013). Dans cette configuration, les analyses des résultats se focalisent sur les niveaux de chacune des grandes classes de SPD, sans s'arrêter indépendamment sur chaque composé.

Les résultats détaillés au point 5.2.1 confirment l'importante exacerbation des niveaux de contamination dans l'eau de la piscine par rapport aux niveaux à la source (jusqu'à 20x plus de AHA et 2x plus de THM). La forte accumulation des AHA non volatils dans l'eau et, au contraire, la forte volatilité des THM expliquent cette différence.

Les niveaux des différents contaminants mesurés dans la piscine à l'étude concordent avec ceux généralement rapportés dans des milieux similaires dans la littérature, y compris avec ceux précédemment rapportés par notre équipe (Catto et coll., 2012; Simard et coll., 2013; Tardif et coll., 2014). On notera relativement à ces niveaux que sur les 64 mesures de CAM dans l'air toutes sont supérieures ou égales à la valeur de 0,3 mg/m³ recommandée par Parrat et coll. (2012) pour minimiser l'impact sanitaire de ces composés. Les concentrations en THM dans l'eau se comparent plus avantageusement aux différentes valeurs de référence en vigueur à l'internationale (20 µg/L en Allemagne, 30 µg/L en Suisse, 100 µg/L au Royaume-Uni, en

Finlande et au Danemark), notamment pendant la campagne A, mais moins pendant la campagne B. Au cours de cette deuxième campagne, on observe en effet une augmentation des niveaux de THM (et plus largement de l'ensemble des SPD), vraisemblablement associée à un impact saisonnier qui voit notamment les niveaux à la source (eau de l'aqueduc) augmentés (section 5.2.1) et un achalandage accru. Si, comme cela a déjà été abondamment constaté dans de nombreuses autres piscines, les AHA s'accumulent dans l'eau du bassin où ils atteignent des niveaux qui excèdent de loin la norme fixée pour l'eau potable au Québec ($60 \mu\text{g/L}$ sur une moyenne annuelle), il est toutefois intéressant de signaler que les niveaux moyens mesurés dans la présente étude demeurent en deçà de la médiane des niveaux mesurés dans un échantillon de 41 piscines à l'occasion de notre investigation précédente (Tardif et coll., 2014). Au regard des niveaux des différents SPDe, les niveaux se situent autour de cette même médiane. En revanche, sur 21 échantillons de NDMA, si aucun ne dépasse la concentration maximale acceptable dans l'eau potable recommandée par Santé Canada (40 ng/L) ni celle de l'Organisation mondiale de la Santé (100 ng/L), 12 excèdent la norme en vigueur pour l'eau potable en Ontario (9 ng/L) (Soltermann et coll., 2013).

Outre la variation saisonnière des niveaux de SPD évoquée précédemment, les figures de la section 5.1 mettent également en exergue, si l'on confronte un à un les résultats obtenus à la suite des mesures en situation de référence, des variations hebdomadaires probablement attribuables essentiellement aux fluctuations de l'achalandage. De manière générale, tous les niveaux mesurés se comparent bien à ceux estimés en situation normale et même dans le pis des cas. Les niveaux mesurés à la prise d'eau P installée en amont de l'entrée d'eau du bassin et en aval du traitement semblent rendre bien compte des niveaux équivalents des SPD que l'on peut mesurer dans le bassin. Des tests plus approfondis seraient toutefois nécessaires pour mieux cerner l'impact de la présence des baigneurs sur de plus longues durées sur la comparaison de ces deux indicateurs. Si la contamination de l'eau dans le bassin apparaît homogène au regard des résultats d'analyses des SPD classiques en deux différents points d'échantillonnage, un effet d'entraînement à partir du bassin d'aération semble conduire à une contamination accrue de l'air, notamment par les CAM, dans la zone d'échantillonnage située à proximité immédiate dudit bassin.

6.2 Considérations relatives à l'impact comparé des procédés

À la lumière des résultats globaux de la section 5.1., il ressort, sans surprise, que les divers procédés appliqués agissent différemment sur les différentes catégories de SPD, suggérant ainsi que le choix de la filière de traitement idéale pour un établissement devrait être aussi effectué en tenant compte du type de problématique particulier rencontré à cet égard par ledit établissement et des priorités que le gestionnaire entend donner à la mitigation des problématiques qui sont identifiées.

Les rayonnements UV (T1, NORMAL1, et NORMAL2) ont visiblement un impact marqué. Ils semblent causer une augmentation potentiellement élevée des SPDe, plus exactement des HNM et HK, ainsi que des THM dans l'eau. L'augmentation de ces derniers, réputés facilement volatils, semble se répercuter subséquemment sur les niveaux des THM dans l'air. En revanche, l'activation de ce dispositif contribuerait, ici, à diminuer de manière nette la teneur en CAM dans l'air et du NDMA dans l'eau. L'impact positif de tels dispositifs, également qualifiés de

déchloramineurs, sur les CAM et la contrepartie qu'ils semblent pouvoir induire en engendrant un surplus de THM, ont déjà été mis en évidence dans de précédentes investigations (Cassan et coll., 2006; Gérardin et coll., 2005a). En France, on rappelle que l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail a d'ailleurs choisi d'encadrer la mise en place de pareil procédé entre autres pour, dans ce cas particulier, mieux cerner l'équilibre le plus favorable entre les CAM et les THM (ANSES, 2011). Au regard des NDMA, nos résultats empiriques doivent être confrontés à ceux de Soltermann et coll. (2013) qui stipulent que le rayonnement UV peut favoriser l'accroissement des niveaux de NDMA dans les eaux de piscine.

Tel qu'escompté, les résultats permettent de souligner l'impact positif de l'utilisation du stripage sur la diminution de la présence des contaminants volatils dans l'air, tandis que l'arrêt du brassage mécanique conduit, sans surprise, à un accroissement des niveaux dans l'air ambiant. La comparaison des situations T2 et T3 (respectivement avec ventilation d'évacuation fonctionnelle et non fonctionnelle dans le bassin de stripage) tend à mettre en évidence l'effet tampon que peut avoir ce système de ventilation en cas de défaillance du dispositif de stripage, en retardant apparemment temporairement une augmentation, somme toute logique, de la contamination de l'air par les SPD. Les résultats de la section 5.2.3, qui soulignaient une zone de contamination accrue de l'air à proximité du bassin d'aération, sans doute liée à un effet de dégazage, laissent entrevoir la problématique sérieuse qui pourrait survenir en cas de défaillance du système de ventilation, mais de fonctionnement continu du stripage.

L'utilisation du PASS ne semble pas se faire sentir sur la présence (quantité et spéciation) des SPD, excepté sur les THM dont il semble favoriser une légère augmentation. Il n'y a toutefois pas trace à notre connaissance d'éléments pouvant étayer ou réfuter ce point dans la littérature. Il convient toutefois de rappeler l'impact rapide dans les heures et jours qui ont suivi la suspension de son injection, et qui, en forçant son rétablissement, ne nous a pas permis de collecter toutes les données attendues (notamment après une semaine sans floculation).

7. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet a généré, sur la base d'un design expérimental particulièrement original en conditions réelles, des données pertinentes en vue de favoriser une meilleure compréhension de la dynamique de contamination des eaux de piscine par les SPD. Ceci est d'un intérêt certain pour aider les gestionnaires à mettre en place des processus et stratégies de traitement plus efficaces (développement de meilleures pratiques) notamment à la faveur d'une protection accrue de la santé et du bien-être des travailleurs en piscine au regard de la problématique de l'exposition aux SPD.

Il ressort de cette étude de cas une contamination de la piscine visitée marquée notamment par une concentration potentiellement élevée de CAM dans l'air et, dans une moindre mesure, de NDMA dans l'eau, deux contaminants qui, en l'état actuel des connaissances, exposeraient vraisemblablement les travailleurs à de plus gros risques sanitaires. Face à ces problématiques, l'utilisation des UV est sans doute un élément positif indispensable pour contribuer à réduire la quantité de ces deux contaminants, nonobstant l'augmentation des niveaux des SPDe et des THM que ce traitement semble induire, mais dans des limites raisonnables. De même que les UV, le stripage semble agir dans le bon sens sur les niveaux de SPD produits. Au contraire, la défection isolée d'un des dispositifs du système de traitement ou les défections conjuguées de plusieurs d'entre eux ont un impact qui se fait sentir rapidement.

De manière plus générale, les résultats de cette investigation sensibilisent les parties prenantes à la nécessité d'effectuer le choix des procédés de traitement au regard du contexte spécifique de la piscine et des problématiques qui en découlent, en l'occurrence en ce qui a trait à la contamination en SPD. Il convient finalement de rappeler qu'il s'agit là d'une étude exploratoire dont les résultats ne peuvent servir pour valider (ou non) l'usage des différents procédés qui ont été considérés ici dans d'autres contextes ni pour évaluer les risques sanitaires associés à l'exposition aux SPD. De même, dans le contexte précis de la piscine étudiée, l'évaluation de ces impacts devrait être approfondie dans un design plus rigoureux et avec davantage de données pour tirer de plus solides conclusions. De telles études, sans doute parmi les plus pertinentes qui puissent être envisagées autour de cette problématique de l'exposition aux SPD, et qui, en outre, élargiraient la gamme des procédés à l'étude et qui incluraient également un volet coût-bénéfice, sont indubitablement à recommander. Bien évidemment, la réalité du milieu qui constitue, en soi, un micro-système extraordinairement vivant et mouvant, d'une dynamique complexe et difficilement prévisible, rend ce genre d'entreprise aussi délicate qu'ambitieuse, mais non moins nécessaire.

BIBLIOGRAPHIE

- Anses. (2011). Avis et rapport relatifs au Référentiel pour la constitution des dossiers de demande d'autorisation des produits et procédés de traitement des eaux de piscines (29 p.).
- Bessonneau, V., Derbez, M., Clement, M. et Thomas, O. (2011). Determinants of chlorination by-products in indoor swimming pools. *Int J Hyg Environ Health*, 215(1), 76-85. doi: 10.1016/j.ijheh.2011.07.009
- Beyer, A., Worner, H. et Van Lierop, R. (2004). The use of UV for destruction of combined chlorine [technical note]. Téléchargé à partir de http://www.pwttag.org/researchdocs/Used%20Ref%20docs/25%20the_use_of_uv_for_destruction_of_combined_chlorine%20Wallace%20and%20Tiernan.pdf
- Cassan, D., Mercier, B., Castex, F. et Rambaud, A. (2006). Effects of medium-pressure UV lamps radiation on water quality in a chlorinated indoor swimming pool. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Chemosphere*, 62(9), 1507-1513. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.06.006
- Catto, C., Simard, S., Charest-Tardif, G., Rodriguez, M. et Tardif, R. (2012). Occurrence and spatial and temporal variations of disinfection by-products in the water and air of two indoor swimming pools. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Int J Environ Res Public Health*, 9(8), 2562-2586. doi: 10.3390/ijerph9082562
- Gérardin, F., Gerber, J. M., Héry, M. et Quénis, B. (1999). Extraction de chloramines par contact gaz/liquide dans les eaux de piscines. *Cahiers de notes documentaires - Hygiène et Sécurité du Travail*, 177(ND2117-177), 21-29.
- Gérardin, F., Muller-Rodriguez, N. et Quénis, B. (2001). Stripping de la trichloramine dans les bacs tampons des piscines. Etude de différents contacteurs gaz/liquide. *Cahiers de notes documentaires - Hygiène et Sécurité du Travail*, 184(ND2153-184), 25-37.
- Gérardin, F., Hecht, G., Hubert-Pelle, G. et Subra, I. (2005a). Traitement UV: suivi de l'évolution des concentrations en chloroforme et en trichlorure d'azote dans les eaux de baignades d'un centre aquatique. *Cahiers de notes documentaires - Hygiène et Sécurité du Travail*, 201(ND2237-201), 19-30.
- Gérardin, F., Hecht, G., Hubert-Pelle, G., Subra, I., Gagnaire, B., Héry, M. et Massin, N. (2005b). Réduction de l'exposition des travailleurs au trichlorure d'azote par action sur les procédés dans deux secteurs d'activité. *Cahiers de notes documentaires - Hygiène et Sécurité du Travail*, 201(ND2236-201), 9-18.
- Hamel, H. (2007). *Etude de l'évolution du trichlorure d'azote et des trihalométhanes dans l'eau et l'air des piscines chlorées - Exploration des voies de réduction de cette contamination*. Ph.D. Thesis, Université de Rennes I.
- Hansen, K. M., Albrechtsen, H. J. et Andersen, H. R. (2013a). Optimal pH in chlorinated swimming pools - balancing formation of by-products. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *J Water Health*, 11(3), 465-472. doi: 10.2166/wh.2013.156

- Hansen, K. M., Zortea, R., Piketty, A., Vega, S. R. et Andersen, H. R. (2013b). Photolytic removal of DBPs by medium pressure UV in swimming pool water. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Sci Total Environ*, 443, 850-856. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.064
- Kristensen, G. H., Klausen, M. M., Andersen, H. R., Erdinger, L., Lauritsen, F. R. et Arvin, E. (2009). *Full scale test of UV-based water treatment technologies at Gladsaxe Sportcentre — with and without advanced oxidation mechanisms*. Paper presented at the Third International Swimming Pool and Spa Conference, 2009 March 17-20, London, United Kingdom.
- Lee, J., Jun, M. J., Lee, M. H., Eom, S. W. et Zoh, K. D. (2010). Production of various disinfection byproducts in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods. [S1438-4639(10)00120-3 pii ;10.1016/j.ijheh.2010.09.005 doi]. *Int.J.Hyg.Environ.Health*, 213(6), 465-474.
- Mercier Shanks, C., Serodes, J. B. et Rodriguez, M. J. (2013). Spatio-temporal variability of non-regulated disinfection by-products within a drinking water distribution network. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Water Res*, 47(9), 3231-3243. doi: 10.1016/j.watres.2013.03.033
- Parrat, J., Donze, G., Iseli, C., Perret, D., Tomicic, C. et Schenk, O. (2012). Assessment of occupational and public exposure to trichloramine in Swiss indoor swimming pools: a proposal for an occupational exposure limit. [Evaluation Studies Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Ann Occup Hyg*, 56(3), 264-277. doi: 10.1093/annhyg/mer125
- Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R. et Demarini, D. M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutat Res*, 636(1-3), 178-242. doi: 10.1016/j.mrrev.2007.09.001
- Richardson, S. D., DeMarini, D. M., Kogevinas, M., Fernandez, P., Marco, E., Lourencetti, C., Balleste, C., Heederik, D., Meliefste, K., McKague, A. B., Marcos, R., Font-Ribera, L., Grimalt, J. O. et Villanueva, C. M. (2010). What's in the pool? A comprehensive identification of disinfection by-products and assessment of mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water. *Environ Health Perspect*, 118(11), 1523-1530. doi: 10.1289/ehp.1001965
- Righi, E., Fantuzzi, G., Predieri, G. et Aggazzotti, G. (2014). Bromate, Chlorite, Chlorate, Haloacetic acids and trihalomethanes occurrence in indoor swimming pool waters in Italy. *Microchemichal Journal*, 113, 23-29.
- SAS Institute Inc. (2009). SAS OnlineDoc® 9.2. Cary, NC: SAS Institute.
- Shah, A. D., Dotson, A. D., Linden, K. G. et Mitch, W. A. (2011). Impact of UV disinfection combined with chlorination/chloramination on the formation of halonitromethanes and haloacetonitriles in drinking water. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Environ Sci Technol*, 45(8), 3657-3664. doi: 10.1021/es104240v
- Simard, S., Tardif, R. et Rodriguez, M. J. (2013). Variability of chlorination by-product occurrence in water of indoor and outdoor swimming pools. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Water Res*, 47(5), 1763-1772. doi: 10.1016/j.watres.2012.12.024

- Soltermann, F., Lee, M., Canonica, S. et von Gunten, U. (2013). Enhanced N-nitrosamine formation in pool water by UV irradiation of chlorinated secondary amines in the presence of monochloramine. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Water Res*, 47(1), 79-90. doi: 10.1016/j.watres.2012.09.034
- Tardif, R., Catto, C., Haddad, S. et Rodriguez, M. (2015). Évaluation de l'exposition des travailleurs aux sous-produits de désinfection en piscine au Québec. Études et recherches, rapport R-860. IRSST.
- Weaver, W. A., Li, J., Wen, Y., Johnston, J., Blatchley, M. R. et Blatchley, E. R., III. (2009). Volatile disinfection by-product analysis from chlorinated indoor swimming pools. [S0043-1354(09)00275-9 pii ;10.1016/j.watres.2009.04.035 doi]. *Water Res.*, 43(13), 3308-3318.
- Weng, S., Li, J. et Blatchley, E. R., 3rd. (2012). Effects of UV 254 irradiation on residual chlorine and DBPs in chlorination of model organic-N precursors in swimming pools. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Water Res*, 46(8), 2674-2682. doi: 10.1016/j.watres.2012.02.017
- Zwiener, C., Richardson, S. D., DeMarini, D. M., Grummt, T., Glauner, T. et Frimmel, F. H. (2007). Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water. *Environ Sci Technol*, 41(2), 363-372.

Annexe A – Résultats des analyses physicochimiques et relevés du nombre de baigneurs lors des journées d'échantillonnage

Campagne	Traitement	Date	Mesures en laboratoire			COD pH	Mesures sur le terrain			Chlore total mg/L Cl2	Chlore Combiné mg/L Cl2	Monochloramine mg/L Cl2	Nombre de baigneurs cumulés sur les heures de visite		
			Conductivité µS/cm	Turbidité NTU	Absorbance UV254 nm cellule de 5 cm		Rapportée en cm-1	pH	Température °C					Chlore libre mg/L Cl2	
A	T1	avant	1002	0.153	0.101	0.02	3.2	7	7.4	30.4	0.99	1.48	0.49	0.16	97
A	T1	après (72h)	1030	0.13	0.058	0.012	2.4	7.1	7.7	30.2	0.73	1.18	0.45	0.13	100
A	T2	avant	1121	0.151	0.072	0.014	2.6	7	7.2	29	0.91	1.36	0.45	0.2	56
A	T2	après (72h)	1138	0.088	0.068	0.014	2.3	7.1	7.2	28.7	0.83	1.14	0.31	0.26	52
A	T3	avant	1083	0.139	0.09	0.018	2.5	7.8	7.4	28.6	1	1.39	0.39	0.15	94
A	T3	après (72h)	1083	0.118	0.087	0.017	2.4	7.2	7.6	29.1	0.71	1.14	0.43	0.11	28
A	T4	avant	1004	0.164	0.099	0.02	2.6	6.9	7.5	29.4	0.53	0.96	0.43	0.21	73
A	T4	après (72h)	1026	0.143	0.099	0.02	2.5	7	7.6	29.3	0.65	1.05	0.4	0.14	ND
B	T1	avant	1591	0.229	ND	0.0348	4.1	6.5	7.4	28.7	1.11	2.15	1.04	0.17	115
B	T1	après (24h)	1473	0.196	ND	0.0238	4.1	6.8	7.5	28.7	1.38	2	0.62	0.14	81
B	T1	après (6jrs)	1599	0.227	ND	0.017	3.9	6.8	7.7	29	1.48	2.2	0.72	0.25	97
B	NORMAL1	21 novembre 2013	1612	0.225	ND	0.0132	2.7	7	7.6	26.7	1.5	1.85	0.35	0.22	104
B	T4	avant	1626	0.575	ND	0.0264	3.4	7.1	7.6	28.1	1.13	1.79	0.66	0.31	82
B	T4	après (24h)	1613	0.532	ND	0.0276	3.4	6.9	7.7	27.2	1.24	1.87	0.63	0.14	122
B	T3	avant	1648	0.332	0.196	0.0392	4	7.2	7.6	28	1.23	1.98	0.75	0.11	97
B	T3	après (24h)	1633	0.3	0.201	0.0402	7	7	7.6	27.5	1.79	2.1	0.31	0.13	80
B	T3	après (6jrs)	1663	0.627	0.225	0.045	4.2	7	7.6	29.3	1.37	2.18	0.81	0.23	72
B	T2	avant	1684	0.388	0.235	0.047	4.3	7.1	7.6	29.1	1.33	2.28	0.95	0.3	101
B	T2	après (24h)	1705	0.303	0.236	0.0472	4.4	7.1	7.6	29.1	1.31	2.54	1.23	0.33	84
B	T2	après (6jrs)	1743	0.484	0.257	0.0514	4.6	7.1	7.7	29.4	1.48	2.26	0.78	0.19	109
B	NORMAL2	12 mars 2014	1807	0.384	0.111	0.0222	4.5	7.3	7.8	28.2	1.79	2.44	0.65	0.25	88

ND : Non Disponible