

**PATHOLOGIES
LIÉES À
L'ENVIRONNEMENT**

JUIN 2017

ÉTUDES ET ENQUÊTES

**ÉVALUATION QUANTITATIVE
DE L'IMPACT SANITAIRE DES
SOUS-PRODUITS DE CHLORATION
DANS L'EAU DESTINÉE À LA
CONSOMMATION HUMAINE
EN FRANCE**

Résumé

La désinfection de l'eau destinée à la consommation humaine est l'une des principales avancées de santé publique du XX^e siècle. Cependant, la réaction du chlore sur la matière organique soluble de l'eau engendre des sous-produits de chloration (SPC) indésirables.

Les études montrent une association entre le risque de cancer de la vessie chez l'homme (KVH) et l'exposition aux SPC, estimée par la concentration des trihalométhanes (THM) dans l'eau produite. Une méta-analyse de 2011 propose une relation concentration-réponse (CRF). Notre étude a pour but d'estimer l'exposition actuelle et passée aux THM des personnes résidant en France, ainsi que les impacts sanitaires associés.

L'exposition actuelle de la population française a été estimée à partir des analyses de THM du contrôle sanitaire (2005-2011). L'exposition aux THM entre 1960 et 2000 a été modélisée.

L'exposition moyenne actuelle de la population française est estimée à 11,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ contre 17,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ dans le passé. La population alimentée par des eaux de surface est deux fois moins exposée que par le passé, mais reste deux fois plus exposée que la population alimentée par des eaux souterraines. Une grande disparité géographique de l'exposition est observée. Sous réserve de la validité de la CRF, 18 % des cas de KVH seraient attribuables aux SPC (1 600 [500 ; 2 700] cas par an). Si l'exposition ne change pas, elle serait de 16 % dans le futur. L'écrêtage des valeurs d'exposition les plus élevées aurait un effet négligeable sur l'impact de santé.

MOTS CLÉS : EAU, SOUS-PRODUITS DE CHLORATION,
ÉVALUATION QUANTITATIVE D'IMPACT SANITAIRE,
CANCER DE LA VESSIE, FRANCE

Abstract

Drinking water disinfection for human consumption is the one of the main public health advance of the 20th century. However, chlorine reaction with soluble organic matter of water produces hundreds of chemicals, known as chlorination by-products (CBP).

Several studies have shown an association between the risk of male bladder cancer and the exposure to trihalomethanes (THM), the main CBP of chlorinated water.

A meta-analysis published in 2011 led the authors to recommend an exposure-risk relation. The aim of this work is to estimate both the current and the earlier THM exposures of people living in France and to evaluate the health impact related to these exposures.

The current exposure of the French population has been estimated from the THM data of the regulated monitoring (2005-2011). The earlier exposure has been modeled.

The current average exposure to THM in France was estimated at 11.7 µg.L⁻¹, vs 17.3 µg.L⁻¹ between 1960 and 2000. The population serviced by treated surface water is 2 times less exposed than in the past but still 2 times more exposed than the population supplied with groundwater. High variations in exposure were observed among the 100 French districts. Subject to the validity of the exposure-risk relation, the proportion of bladder cancer cases due to CBP in tap water is 18% in France (1,600 [500; 2,700] cases per year) and could be 16% in the future if the exposition do not change. Cutting highest exposures would have an insignificant effect on health impact.

KEY WORDS: WATER, CHLORINATION BY-PRODUCTS,
HEALTH IMPACT ASSESSMENT, BLADDER CANCER, FRANCE

Auteurs

Magali Corso, Direction santé environnement, Santé publique France
Catherine Galey, Direction santé environnement, Santé publique France
Pascal Beaudeau, Direction santé environnement, Santé publique France

Relecture

Loïc Rambaud, Direction santé environnement, Santé publique France

Validation

Damien Mouly, Direction des régions (DiRe), Cellule d'intervention en région (CIRE)
Occitanie

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Malek Bentayeb, Alain Le Tertre et Véréne Wagner (Santé publique France) pour leurs conseils.

Ils tiennent également à remercier René Seux qui a longtemps dirigé le laboratoire de l'École des hautes études en santé publique (EHESP) et qui nous a fait profiter de toute son expérience sur le sujet.

Nous adressons également nos remerciements aux services de la Direction générale de la santé (DGS) pour l'accès à la base de données réglementaires de qualité de l'eau SISE-Eaux (Système d'information pour la surveillance de la qualité des eaux).

Abréviations

ARS	Agence régionale de santé
Circ	Centre international de recherche sur le cancer
COD	Carbone organique dissous
COT	Carbone organique total
CRF	Fonction concentration-réponse (ou <i>Concentration Response Function</i>)
CS	Contrôle sanitaire
Ddass	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
EDCH	Eau destinée à la consommation humaine
EQIS	Évaluation quantitative de l'impact sanitaire
FA	Fraction attribuable
Francim	Réseau des registres français de cancers
IC	Intervalle de confiance
Insee	Institut national de la statistique et des études économiques
HCIO	Acide hypochloreux
KVH	Cancer de la vessie chez l'homme
LQ	Limite de quantification
MO	Matière organique
OMS	Organisation mondiale de la santé
OR	Odds ratio
PMSI	Programme de médicalisation des systèmes d'information
SISE-Eaux	Système d'information en santé environnement pour la surveillance de la qualité des eaux, développé par le ministère chargé de la santé
SPC	Sous-produit de chloration
THM	Trihalométhanes. Les THM comprennent 4 composés : bromoforme, chloroforme, dibromochlorométhane et bromodichlorométhane.
THM_{actuel}	THM sur la période 2005-2011
TTP	Station de traitement de l'eau (destinée à la consommation humaine)
UDI	Unité de distribution d'eau (destinée à la consommation humaine)
US-EPA	Agence américaine de protection de l'environnement

Sommaire

Abréviations	4
Contexte.....	6
1. MATÉRIELS ET METHODES.....	8
1.1 Matériels	8
1.1.1 <i>Données environnementales</i>	8
1.1.2 <i>Données sanitaires et démographiques</i>	8
1.1.3 <i>Méta-analyse de référence</i>	8
1.2 Méthodes	11
1.2.1 <i>Estimation de l'exposition actuelle aux THM (méthode 1)</i>	12
1.2.2 <i>Estimation de l'exposition passée aux THM (méthodes 2 et 3)</i>	13
1.2.3 <i>Calcul des moyennes départementales et nationales</i>	16
1.2.5 <i>Mesure de l'incertitude</i>	16
2. RÉSULTATS.....	18
2.1 Description des données de SISE-Eaux	18
2.2 Saisonnalité et tendance des concentrations de THM et de l'échantillonnage.....	19
2.3 Exposition actuelle et exposition sur 40 années (1960-2000).....	20
2.4 Nombre et part de cas de cancer de la vessie attribuables	24
aux SPC présents dans l'eau du robinet	24
2.5 Évaluation d'impact sanitaire des scénarios de réduction de l'exposition	26
3. DISCUSSION.....	27
3.1 Portée de l'étude en santé publique	27
3.2 Analyse des incertitudes	28
4. CONCLUSION	33
Références bibliographiques	34
Annexes	36
Annexe 1 / Sensibilité des méthodes 2 et 3 au tirage au sort de la date d'arrêt de la pré-chloration	36
Annexe 2 / Part des eaux souterraines dans la production d'eau potable, 2012	37
Annexe 3 / Exposition par département.....	38
Annexe 4 / Saisonnalité de l'échantillonnage et des concentrations en COT dans les eaux issues de ressources de surface	41

Contexte

Aujourd'hui, 90 % de la population française bénéficie d'une eau du robinet chlorée (post-chloration). La chloration est utilisée dans un objectif de désinfection de l'eau et de maintien d'un potentiel désinfectant de l'eau dans le réseau de distribution. Quelle que soit la forme injectée (chlore gazeux ou eau de javel), la molécule qui possède les vertus désinfectantes est l'acide hypochloreux (HClO), encore appelée chlore libre actif. Le chlore a aussi largement été utilisé par le passé en prétraitement (pré-chloration), afin d'augmenter l'efficacité des traitements de clarification¹. Cette pratique est désormais bannie.

La chloration peut entraîner, par interaction avec la matière organique (MO) soluble présente dans l'eau, la formation de sous-produits de chloration (SPC) indésirables et potentiellement toxiques. L'identification des premiers SPC dans l'eau potable remonte au début des années soixante-dix avec la détection du chloroforme, puis d'autres trihalométhanes (THM) [2]. À la suite des progrès des méthodes analytiques, la famille des SPC s'est considérablement élargie et aujourd'hui plus de 600 SPC sont identifiés dans les eaux potables [3]. La toxicité de plusieurs molécules a été évaluée et certaines, comme le chloroforme, le bromoforme, le bromodichlorométhane, l'acide dichloroacétique ou l'halohydroxyfuranone sont considérées comme des cancérogènes possibles pour l'homme par le Centre international de recherche sur le cancer (Circ) et l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA).

Parce qu'elles sont les plus chargées en MO, les eaux de surface et particulièrement les eaux de retenues sont les plus à risques de formation de SPC. Certaines eaux souterraines d'origine karstique ou issues de nappes alluviales sont influencées par les eaux de surface et peuvent aussi être riches en MO. Le potentiel de formation des SPC dépend aussi de l'efficacité de la filière de traitement pour l'élimination de la MO et des conditions de chloration de l'eau. Comme en tête de traitement la totalité de la MO est présente, la pré-chloration des eaux de surface engendre beaucoup plus de SPC que la post-chloration.

La principale source d'exposition de la population aux SPC est l'eau du robinet, avec trois voies possibles d'exposition : l'ingestion, l'inhalation et l'absorption dermique [4]. L'exposition lors des douches ou bains par inhalation et absorption dermique [5-7] est d'autant plus importante que le SPC est volatil ou a une grande capacité de pénétration cutanée. C'est notamment le cas des THM.

Les THM constituent la principale famille de SPC en contribution pondérale et la première à avoir été étudiée et réglementés. Ils sont ainsi largement utilisés comme indicateurs des concentrations en SPC dans les eaux potables. La limite réglementaire est fixée à 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en France (depuis le 25 décembre 2008) et à 80 $\mu\text{g.L}^{-1}$ aux États-Unis et au Canada. En Europe et en France, ce sont les seuls SPC réglementés.

1. La clarification permet d'obtenir une eau limpide par élimination des particules en suspension.

De nombreuses études épidémiologiques se sont intéressées à l'impact sur la santé humaine des SPC présents dans l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH). Ces publications ont recherché une association entre la présence de SPC dans l'eau du robinet et l'incidence des cancers. Aujourd'hui, il existe un consensus quant à l'existence d'une association entre l'exposition aux THM et l'apparition du cancer de la vessie chez l'homme (KVH) [8]. Cette association n'a pas été mise en évidence chez la femme chez qui ce cancer est moins fréquent. Chez l'homme, l'excès de risque est observé à des concentrations inférieures à la limite réglementaire actuelle des THM dans l'EDCH. Une méta-analyse, publiée en 2011 par Costet, *et al.* [1] combine les résultats d'études européennes et nord-américaines sur l'association entre l'exposition aux THM et les cas de KVH, et propose une relation dose-effet (figure 1).

Les objectifs de l'étude sont :

- d'estimer l'exposition actuelle et passée aux THM des personnes qui résident en France ;
- d'estimer le nombre et la part des cas de KVH attribuable aux SPC présents dans l'eau du robinet en France (aujourd'hui et dans le futur), sur la base de la fonction concentration-réponse (CRF) proposée par Costet, *et al.* [1] ;
- de décrire les disparités géographiques d'exposition et de risque sanitaire ;
- d'estimer le nombre de cas de KVH évitables pour différents scénarios de réduction de la valeur limite réglementaire de concentration des THM dans l'EDCH.

1. MATÉRIELS ET MÉTHODES

1.1 Matériels

1.1.1 Données environnementales

Les données environnementales ont été extraites de la base nationale SISE-Eaux (Système d'information en santé-environnement sur les eaux) gérée par le ministère chargé de la santé. Cette base contient l'ensemble des mesures analytiques pratiquées au titre de la surveillance réglementaire de l'EDCH (cf. Code de la santé publique²).

Les mesures de THM utilisées sont la somme des concentrations pondérales de 4 composés (bromoforme, chloroforme, dibromochlorométhane et bromodichlorométhane). Les données sont disponibles par produit ou globalement dans SISE-Eaux.

Les échantillons d'eau sur lesquels sont pratiquées les mesures de THM sont prélevés en sortie de station de traitement (TTP), sur la période 2005-2011 en France. L'année 2005 correspond à la première année où l'on observe une stabilisation du nombre de prélèvements effectués annuellement (paramètre réglementé depuis le 25 décembre 2003). En l'absence de mesure de THM avant les années 2000, l'exposition passée a été estimée de façon indirecte à partir des mesures de Carbone organique total (COT) en amont et en sortie de TTP (1990-2014) dans le cas des eaux de surface. Les mesures de chlore libre en sortie de TTP (2000-2003) ont été utilisées pour les eaux souterraines.

1.1.2 Données sanitaires et démographiques

Les données sanitaires proviennent de la base commune des registres du réseau des registres français de cancers (réseau Francim), gérée par le service de biostatistique des Hospices civils de Lyon (HCL).

Les données utilisées pour calculer l'indicateur sanitaire, sont la projection nationale 2011 des cas de cancers de la vessie chez l'homme (KVH) [10].

Les populations dont on estime l'exposition et l'impact sont les populations résidentes desservies par les UDI. Ces données sont tirées de la base SISE-Eaux.

1.1.3 Méta-analyse de référence

1.1.3.1 La relation concentration-réponse (CRF) utilisée

La CRF utilisée est celle proposée par Costet, *et al.* [1]. C'est une relation en paliers entre la concentration en THM et le risque de KVH. Le niveau de référence correspond aux concentrations en THM comprises entre $[0 ; 5 \mu\text{g.L}^{-1}]$. La CRF comprend 3 niveaux d'exposition ($]5 ; 25 \mu\text{g.L}^{-1}]$, $]25 ; 50 \mu\text{g.L}^{-1}]$ et $>50 \mu\text{g.L}^{-1}$) (figure 1). Elle est issue d'une méta-analyse regroupant six études cas-témoins réalisées entre 1985 et 2001 en Europe (France [11], Finlande [12], Espagne [13]) et en Amérique du Nord [14-16]. Bien que les filières de traitement et les pratiques de désinfection soient très différentes d'un pays à l'autre, en particulier entre l'Europe et l'Amérique du Nord, l'absence de différence

2. http://www.sante.gouv.fr/fichiers/bo/2011/11-01/ste_20110001_0100_0131.pdf

significative entre les odds ratios (OR) estimés en Europe et en Amérique du Nord a conduit les auteurs à regrouper ces six études. La méta-analyse a ainsi porté sur 4 351 cas de KVH et 7 055 témoins.

I FIGURE 1 I

Relation entre la concentration en THM dans l'eau potable et le risque de cancer de la vessie chez l'homme (CRF)

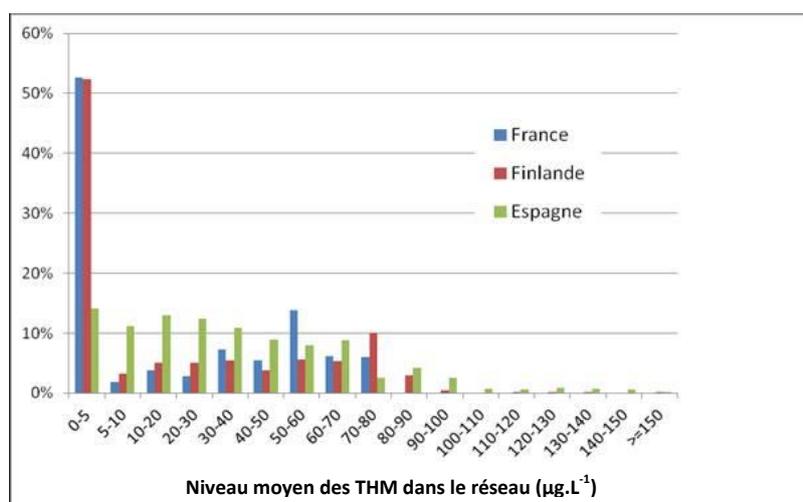


Source : Costet, et al [1]

Parmi les études européennes, l'étude finlandaise couvre la totalité du pays, alors que pour la France et l'Espagne, le recrutement des sujets a été limité à certaines régions. L'étude française couvre cependant cinq zones géographiques représentatives de la diversité territoriale d'exposition (Paris, Lille, Strasbourg, Clermont-Ferrand et Grenoble). Les gammes de concentration en THM observées dans les études européennes (figure 2) sont assez similaires. La CRF proposée par Costet, *et al.* [1] présente donc les qualités requises pour être utilisée dans le cadre d'une EQIS concernant la population française.

I FIGURE 2 I

Distribution des niveaux moyens de THM environnementaux (µg.L⁻¹) dans les trois études européennes



Source : Costet, communication personnelle, 17/07/2012

Pour élaborer la CRF, différents facteurs ont été contrôlés : la zone d'étude, le sexe, l'âge, le niveau d'éducation, le statut tabagique, l'exposition professionnelle, la consommation de café. Une catégorie « donnée manquante » a été ajoutée à chaque covariable d'exposition.

1.1.3.2. Données d'exposition de la méta-analyse

Quelle que soit l'étude source de la méta-analyse, l'exposition des individus est estimée comme la moyenne des concentrations en THM dans l'eau pondérée par la durée de résidence. L'historique résidentiel considéré couvre les années N-5 à N-45 ans, l'année N étant la date de diagnostic des cas ou la date d'inclusion du témoin. Les sujets des études sources sont inclus dans la méta-analyse si les expositions passées sont renseignées sur au moins 30 années. L'estimation des concentrations en THM sur 40 années fait cependant l'objet d'approches diverses selon l'étude source.

L'ensemble des études utilisées dans la méta-analyse de Costet utilisent à la fois des mesures sur réseau et diverses méthodes d'extrapolation aux conditions antérieures. Concernant les mesures contemporaines, les points de prélèvements ne sont pas précisés dans les études sources. Seule l'étude espagnole [13] précise que les mesures utilisées comprennent des mesures faites au robinet des personnes incluses dans l'étude. Les autres imputent la moyenne de concentrations obtenue sur le réseau d'eau à l'ensemble des sujets desservis par le réseau. On ne connaît pas le poids relatif des mesures faites en sortie d'usine par rapport au poids de celles pratiquée en réseau, ni la représentativité de ces dernières par rapport à la contamination au robinet des sujets inclus dans l'étude. L'estimation des valeurs passées correspondant aux conditions prévalant au moment de l'étude [14, 16] ou repose sur l'utilisation d'un modèle prédictif basé sur les types d'eau brute et le traitement de l'eau [15]. Là encore les modèles ne sont pas précisément décrits dans les études sources, si on met à part l'étude française [11]. Enfin l'étude finlandaise [12] n'utilise pas de mesures de THM mais des mesures de mutagénicité de l'eau (test d'Ames) et des informations sur la qualité de l'eau brute et le traitement utilisé pour estimer les mesures passées de THM.

1.1.3.3. Données de cancer de la méta-analyse

Dans l'ensemble des études, l'indicateur sanitaire correspond à un comptage de cas incidents de KVH, confirmés par l'histologie. Ces données proviennent soit de registres de cancer, soit d'un recueil *ad hoc* pratiqué dans les hôpitaux. Plus de 90 % des cancers inclus sont de type carcinome cellulaire transitionnel. Cependant, dans la plupart des études, le sous-type et le stade d'évolution ne sont pas précisés.

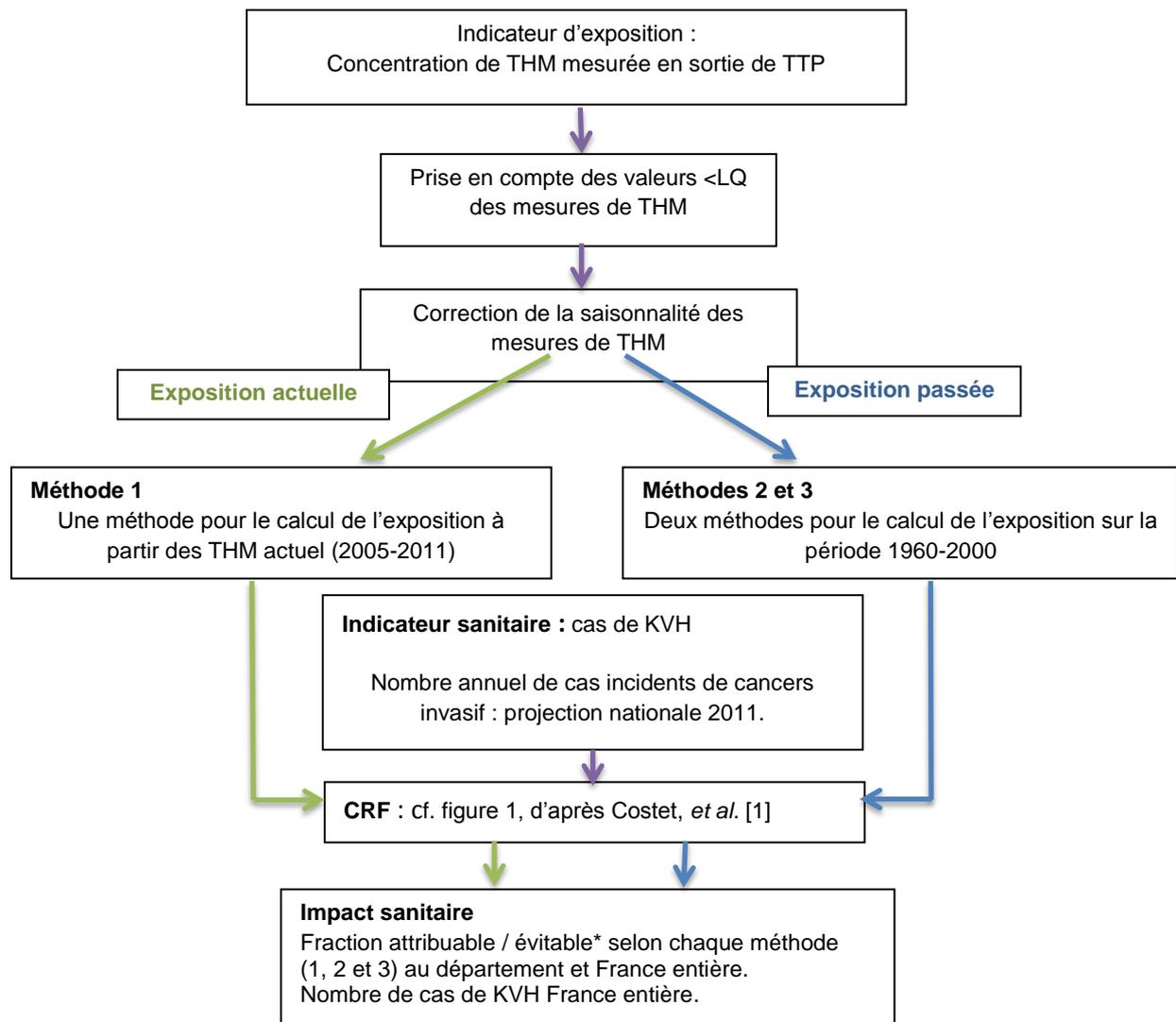
1.2 Méthodes

L'unité géographique d'analyse est l'UDI. Concernant l'exposition, les concentrations moyennes de THM dans l'UDI sont estimées comme la moyenne des mesures de concentrations disponibles à la sortie des TTP qui alimentent l'UDI. Concernant l'effet de santé, comme les données d'incidence des KVH ne sont disponibles qu'au niveau départemental et de façon globale (et non par classe d'âge), les taux d'incidence départementaux sont appliqués aux populations résidentes à l'année desservies par l'UDI (données SISE-Eaux). Les résultats (exposition et impact de santé) sont exprimés par département et au niveau national comme des moyennes sur les UDI pondérées par la population desservie.

La démarche générale pour estimer l'impact sanitaire d'une exposition aux THM contenus dans l'eau de boisson est schématisée figure 3.

I FIGURE 3 I

Représentation schématique du calcul de l'impact



* Attribuable actuellement ou dans le futur, et évitable dans le futur suivant différents scénarios de réduction de l'exposition.

1.2.1 Estimation de l'exposition actuelle aux THM (méthode 1)

Nous avons choisi de travailler sur les concentrations en THM mesurées en sortie de TTP. En effet, la réglementation impose des mesures en sortie de toute TTP pratiquant une chloration, alors que les mesures ne sont pas systématiques sur les unités de distribution (UDI). De plus, les THM continuant à se former dans le réseau, une mesure en un point de l'UDI ne serait pas représentative de l'ensemble de l'UDI. En tout point du réseau, la concentration en THM est au moins égale à la concentration mesurée en sortie de TTP.

1.2.1.1 Prise en compte des valeurs <LQ des mesures des THM de la base SISE-Eaux

Environ 60 % des résultats des dosages des THM se situent sous la limite de quantification (LQ). La valeur de la LQ dépend du composé, et, pour un même composé, peut varier dans le temps et en fonction du laboratoire (du fait de changements des techniques analytiques et des volumes de la prise d'essai différents). Ces LQ sont généralement comprises entre 1 et 5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Deux options d'imputation (basse et haute) des valeurs LQ ont été retenues lorsque la valeur de THM était inférieure à la LQ : soit l'imputation par zéro qui conduit à des estimations basses des concentrations moyennes, soit l'imputation par la valeur de la LQ qui conduit à des estimations hautes des concentrations moyennes.

1.2.1.2 Correction de la saisonnalité des mesures des THM

Il existe une forte variabilité saisonnière des concentrations en SPC mesurées en sortie des TTP [17-19]. Ce phénomène concerne essentiellement les eaux de surface car la quantité et la qualité de la MO soluble, le pH et la température des eaux sont des paramètres soumis à des variations saisonnières et qui influent sur la formation des THM.

Dans le cas des eaux de surface, la moyenne arithmétique des concentrations est une estimation biaisée de la concentration moyenne. Ce biais résulte de l'interférence entre la saisonnalité des concentrations et celle des prélèvements. Cette dernière est la conséquence des stratégies d'échantillonnage portant l'effort d'échantillonnage sur telle ou telle saison. Comme les stratégies varient selon le département, le biais dépend aussi du département. Pour limiter le biais dans l'estimation de la concentration moyenne par TTP, nous avons désaisonnalisé les concentrations mesurées. Ainsi, la saisonnalité des concentrations a été modélisée par département à l'aide d'une fonction *spline* du mois de l'année, à partir de l'ensemble des données disponibles. La valeur de THM corrigée pour une TTP est la moyenne arithmétique des valeurs élémentaires pondérées par la valeur du *spline* s'appliquant au département d'appartenance de la TTP. La pertinence de cette méthode de désaisonnalisation suppose l'homogénéité des variations saisonnières des concentrations en THM dans les eaux de surface au sein de chaque département.

1.2.1.3 Méthode d'estimation de l'exposition actuelle (THM_{actuel}) (méthode 1)

L'estimation de l'exposition actuelle est réalisée avec les concentrations mesurées de THM en sortie de TTP sur la période 2005-2011. Une moyenne est effectuée en sortie de chaque TTP, corrigée par la saisonnalité. Chaque unité de distribution d'eau est alimentée par une ou plusieurs TTP. Au niveau de chaque UDI, l'exposition est estimée comme la moyenne arithmétique des valeurs estimées pour chaque TTP. Une population est associée à chaque UDI.

1.2.2 Estimation de l'exposition passée aux THM (méthodes 2 et 3)

Les méthodes prennent en compte l'évolution des pratiques de traitement et distinguent les eaux souterraines et de surface.

Eau souterraine

La méthode d'estimation des teneurs en THM passées pour les TTP alimentées par des eaux souterraines est commune pour les méthodes 2 et 3. Nous n'avons pas pu estimer l'année éventuelle de mise en place de la chloration à partir de la présence de résultats de concentration en chlore résiduel dans la base SISE-Eaux car les données n'étaient pas disponibles avant 2000. Nous avons donc estimé que si des mesures de résiduels de chlore étaient disponibles entre 2000 et 2003³, la TTP bénéficiait d'une chloration entre 1960 et 2000 similaire aux pratiques actuelles, sinon elle n'en bénéficiait pas.

Nous avons ensuite imputé les valeurs de THM actuelles aux TTP qu'on estimait dotées d'une chloration pour la période 1960-2000.

Eau de surface

Concernant le traitement des eaux de surface, la pratique de la pré-chloration était quasi générale jusque dans les années 1980. Cette pratique engendrait de fortes concentrations de THM en entrée de TTP en lien direct avec la teneur de la MO soluble dans la ressource. Avec la découverte du problème potentiel de santé publique que posaient les THM, la pratique a été bannie et a finalement disparu dans les années 2000 (dire d'experts).

Les dates d'arrêt de la pré-chloration ne sont pas disponibles par TTP. La recherche d'informations historiques auprès des mairies ou des exploitants n'est pas envisageable pour plus de 1 000 TTP françaises alimentées par une eau de surface. Une année d'arrêt de la pré-chloration a donc été affectée à chacune des TTP à l'aide d'un tirage au sort aléatoire qui suit une loi uniforme sur la période possible (1980–2000) (figure 5).

Deux méthodes ont été utilisées pour reconstituer l'exposition passée :

- méthode 2 : l'exposition passée est estimée à partir de données expérimentales françaises de concentration en THM obtenues sur des installations pilotes [11] et des concentrations actuelles en THM (2005-2011) ;
- méthode 3 : l'exposition passée est inférée à partir des données de COT et des concentrations actuelles en THM (2005-2011).

Méthode 2

La méthode 2 repose sur les résultats obtenus par Chevrier, *et al* [11] au terme de l'expérimentation sur pilote reproduisant les principales filières et des qualités d'eau rencontrées en France. La typologie reposait essentiellement sur 2 critères : la nature de la ressource et la présence de la pré et/ou post-chloration. Les experts du traitement de l'eau en France associés à cette étude ont ainsi attribué des concentrations de THM variant de 0 à 78 µg.L⁻¹ à chaque réseau en fonction des caractéristiques de l'eau brute et du traitement de l'eau pour 8 combinaisons de conditions de production d'eau chlorée.

3. Circulaire DG 5/VS 4 n° 2000-166 du 28 mars 2000 relative aux produits de procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine (2000).

Deux combinaisons ont été prises en considération ici : (1) filière classique traitant une eau de surface sans pré-chloration et avec post-chloration ainsi que (2) filière classique traitant une eau de surface avec pré-chloration et avec post-chloration.

Chevrier, *et al.* [11] indique ainsi des niveaux moyens de THM respectifs de $31,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ et de $78,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ soit un ratio de 2,5 entre les deux valeurs.

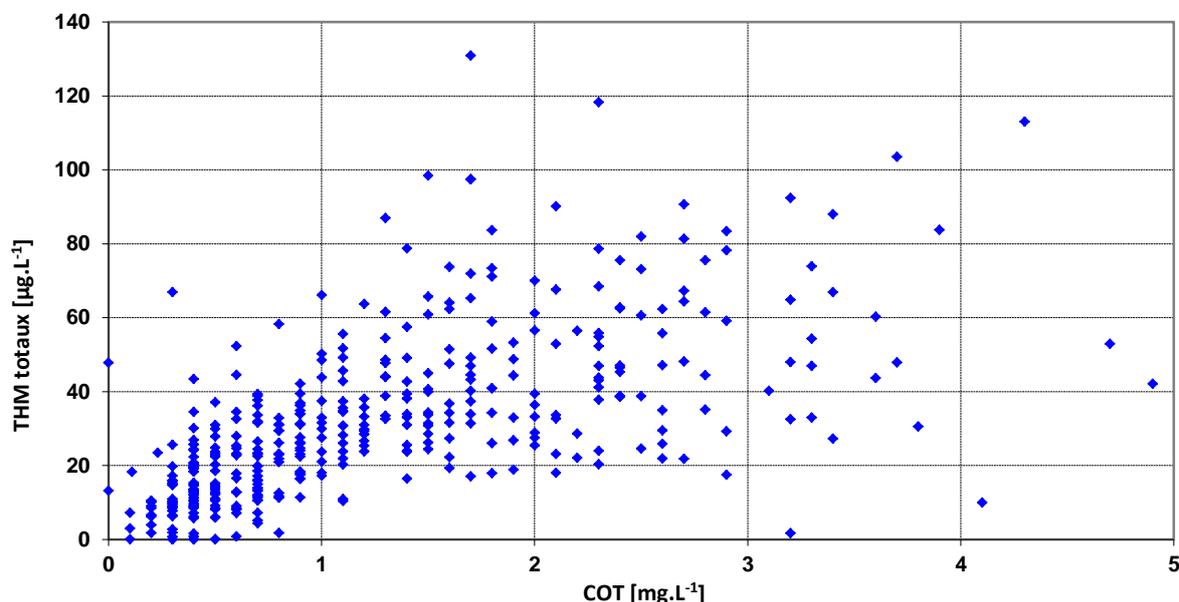
Sachant que les données utilisées dans cette étude sont françaises et que les pratiques de traitement de l'eau sont essentiellement nationales et homogènes en France, nous avons appliqué ce ratio aux valeurs actuelles de concentration en THM (2005-2011) pour estimer les valeurs passées (c'est-à-dire avant l'arrêt de la pré-chloration).

Méthode 3

La méthode 3 est une méthode originale que nous avons développée. Elle concerne uniquement les eaux de surface. La formation des THM dépend directement de la MO soluble contenue dans l'eau au moment de l'injection du chlore. Les travaux de Seux et Clément [20], fondés sur l'analyse de 526 mesures conjointes de THM, COT pratiquées en sorties de 126 TTP alimentées par une eau de surface dans 2 départements de l'Ouest de la France entre 2004 et 2006, montrent une association entre les concentrations en COT et en THM (figure 4, $R^2 = 0,39$). La pertinence du COT comme prédicteur des teneurs en THM est confirmée par des travaux étrangers [21, 22].

I FIGURE 4 I

Distribution des niveaux de THM totaux mesurés sur les réseaux d'Ille et Vilaine en fonction de la teneur en COT, mesures sortie TTP



Source : R. Seux, M. Clément, communication ASTEE, le 17 mai 2011

La méthode 3 s'appuie sur l'existence de cette corrélation et repose plus spécifiquement sur l'hypothèse de proportionnalité entre les concentrations en COT au moment de l'injection du chlore et les concentrations en THM en sortie d'unité de traitement, hypothèse qui paraît acceptable aux experts impliqués dans l'expérimentation (R. Seux, communication personnelle [20]).

On dispose pour chaque TTP alimentée par une eau de surface, d'une part des concentrations moyennes en COT et en THM actuelles en sortie d'usine (point d'injection du chlore en post-chloration), d'autre part des concentrations moyennes en COT dans la ressource (c'est-à-dire en entrée d'usine, point d'injection du chlore en pré-chloration). Sous l'hypothèse formulée et sous réserve que la ressource n'ait pas changé au cours de la période d'estimation de l'exposition, on peut ainsi estimer la concentration passée en THM avant l'arrêt de la pré chloration ($THM_{\text{avant arrêt préchloration}}$) comme le produit de la concentration présente (THM_{actuel}) par le rapport entre les concentrations de COT dans l'eau brute (COT_{EB}) et celle dans l'eau traitée (COT_{ET}) :

$$\frac{THM_{\text{avant arrêt préchloration}}}{THM_{\text{actuel}}} = \frac{COT_{EB}}{COT_{ET}}$$

$$\Downarrow$$

$$THM_{\text{avant arrêt préchloration}} = THM_{\text{actuel}} \times \frac{COT_{EB}}{COT_{ET}}$$

Les valeurs de COT (eau brute et traitée) n'ont pas été désaisonnalisées car nous n'avons pas constaté de variabilité saisonnière marquée de l'échantillonnage (annexe 4).

Calcul de l'exposition sur la période 1960-2000 (40 ans)

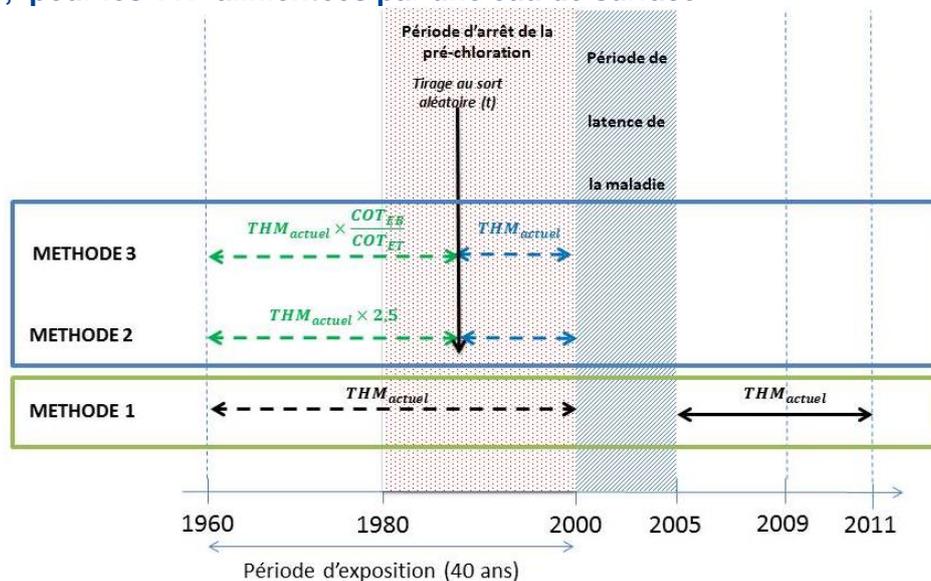
La concentration moyenne en THM en sortie de TTP pour la période 1960 à 2000 ($THM_{1960-2000}$) est une moyenne entre $THM_{\text{avant arrêt préchloration}}$ et THM_{actuel} , pondérée par le nombre d'années avant la modification de la filière survenue l'année t.

$$THM_{1960-2000} = (THM_{\text{avant arrêt préchloration}} \times (t - 1960)) + (THM_{\text{actuel}} \times (2000 - t))$$

La valeur de THM passée a été remplacée par la valeur de THM actuelle pour les quelques très petites UDI ne possédant qu'une seule, voire aucune mesure de COT (eau brute et/ou eau traitée).

I FIGURE 5 I

Schéma des différentes méthodes utilisées pour calculer l'exposition actuelle et passée, pour les TTP alimentées par une eau de surface



1.2.3 Calcul des moyennes départementales et nationales

Une fois les concentrations sur les eaux souterraines et de surfaces corrigées pour l'exposition passée, on a regroupé l'ensemble des concentrations pour calculer les résultats sous forme de moyennes nationales et départementales.

1.2.4 Calcul de la fraction de risque et du nombre de cas attribuables

La fraction de risque attribuable à l'eau (FA) est définie par :

$$FA = \frac{A}{(1 + A)}$$

Avec :

$$A = \sum_i P_i \times (RR_i - 1) \approx \sum_i P_i \times (OR_i - 1)$$

P_i prévalence actuelle de l'exposition de niveau i dans la population ;
 RR_i risque relatif associé à une exposition de niveau i (approché par l'odds ratio OR_i). Les OR_i proviennent de la CRF de Costet, *et al* [1] (figure 2).

Le nombre de cas de KVH attribuable aux THM présents dans l'eau du robinet ($N_{KVH.eau}$) est :

$$N_{KVH.eau} = N_{KVH} \times FA$$

Où N_{KVH} est le nombre total de cas de KVH, et FA est la fraction de risque attribuable.

La prévalence de l'exposition au niveau i dans la population est calculée à partir des populations associées aux UDI avec une exposition au niveau i . L'estimation de N_{KVH} est présentée uniquement au niveau France entière.

1.2.5 Mesure de l'incertitude

L'incertitude est présentée sous forme d'intervalles de confiance (IC) associés à l'estimation des valeurs centrales. Les IC ne couvrent pas l'ensemble des incertitudes associées aux étapes de calcul.

- Pour les données d'exposition, l'incertitude prise en compte se limite au traitement des mesures non quantifiées (<LQ). Des résultats « min » et « max » sont présentés selon que les données <LQ sont imputées en 0 ou LQ ($\mu\text{g.L}^{-1}$).
- Pour les estimations d'impact, l'IC tient compte de l'incertitude associée aux mesures non quantifiées et de l'incertitude associée à la CRF.

L'incertitude liée à la méconnaissance de la date d'arrêt de la pré-chloration a été l'objet d'une analyse de sensibilité fondée sur la répétition du tirage au sort de la date d'arrêt de la pré-chloration, limitée à 3 essais, compte tenu du temps de calcul.

1.2.6 Évaluation quantitative de l'impact sanitaire (EQIS)

1.2.6.1 Principe

L'EQIS est une démarche qui permet de quantifier les bénéfices sanitaires associés à des actions de prévention qui viseraient à réduire l'exposition (dispositions réglementaires, aménagements ou progrès techniques). Sa vocation est d'orienter l'action publique. L'EQIS

utilise les CRF issues d'études épidémiologiques et les applique aux données sanitaires et environnementales de la population (figure 3). L'EQIS suppose la causalité des relations utilisées. Une EQIS est jugée d'autant plus fiable que les conditions de sa réalisation s'approchent au mieux de celles qui ont prévalu pour construire la CRF retenue.

L'approche qui a été utilisée dans notre étude pour estimer l'impact sanitaire futur sous différentes hypothèses d'évolution de l'exposition est l'approche « contrefactuelle ». Cette approche cherche à estimer l'impact hypothétique d'une baisse des concentrations en THM dans l'eau, les autres déterminants de l'impact sanitaire restant égaux par ailleurs [23]. L'estimation de l'impact à partir de l'exposition actuelle peut donc être vue comme une prévision d'impact futur d'ici à 40-50 ans compte tenu de la latence relative à l'apparition du cancer de la vessie, en faisant l'hypothèse de constance dans le temps de l'exposition de référence (exposition actuelle), des effectifs et de la structure par âge de la population et de l'incidence de base de la pathologie.

On notera que, sortant de son cadre habituel, la démarche de l'EQIS a aussi été utilisée ici pour estimer l'impact actuel des expositions passées aux THM.

1.2.6.2. Définition des scénarios de réduction des concentrations en THM dans l'eau du robinet

Le choix des scénarios de réduction des concentrations en THM dans l'eau du robinet est un élément clef dans l'EQIS selon l'approche contrefactuelle.

Les deux scénarios sont retenus :

- une baisse des concentrations en THM jusqu'à 50 µg.L⁻¹ ;
- une baisse des concentrations en THM jusqu'à 25 µg.L⁻¹.

Pour ce faire, toutes les concentrations de THM actuelles mesurées au-delà du seuil défini dans chaque scénario ont été écrêtées à ce seuil. Ces valeurs seuils ont été choisies car elles correspondent aux paliers de la CRF qui est utilisée.

1.2.6.3. Fraction évitable et nombre de cas évités

La fraction évitable du risque liée au scénario x est : $FA - FA_x$

Avec FA : fraction de risque dans la situation actuelle, et FA_x : fraction de risque avec application de scénario x.

$$FA_x = \frac{A_x}{(1 + A_x)}$$

$$A_x = \sum_i P_{xi} \times (RR_i - 1) \approx \sum_i P_{xi} \times (OR_i - 1)$$

P_{xi} prévalence de l'exposition de niveau i dans la population après application du scénario x. Le nombre de cas évitables associé au scénario x se calcule comme la différence entre le nombre de cas attribuables aux SPC présents dans l'eau dans la situation actuelle et après l'application d'un scénario x de réduction d'exposition retenu :

$$N_{\text{évitable},x} = N \times (FA - FA_x)$$

L'effet des scénarios est présenté au niveau France entière.

2. RÉSULTATS

2.1 Description des données de SISE-Eaux

En France, les proportions des TTP alimentées par une eau de surface, une eau souterraine ou autre (mélange d'eaux de surface et souterraine, eau de mer) sont respectivement de 6 %, 91 % et 3 % (situation en 2012⁴).

Les proportions de population alimentée par une eau de surface, souterraine ou autre sont respectivement de 33 %, 60 % et 7 %. La différence dans la répartition (par installation vs par population desservie) traduit la grande taille des usines traitant des eaux de surface par rapport aux installations de traitement des eaux souterraines.

La fréquence de prélèvements dédiés au contrôle sanitaire augmente avec la taille de la population desservie par l'installation de production d'eau³. En effet, le nombre de prélèvements obligatoires de THM varie de 1 tous les 5 ans pour les très petites installations (< 500 habitants desservis) à 12 par an pour les très grosses (>500 000 habitants). Pour le COT et le chlore libre, le nombre de prélèvements obligatoires varie de 1 par an pour les installations de moins de 50 habitants à plus de 100 par an pour les très grosses (>500 000 habitants).

Sur l'ensemble des prélèvements extraits de la base SISE-Eaux, 88 350 prélèvements de THM étaient exploitables pour 13 732 TTP (sur un total de 17 100, qui comprend les installations sans prélèvement pour mesure de THM sur la période d'étude et les installations abandonnées). 2 900 TTP avaient un seul prélèvement sur l'ensemble de la période d'étude (alimentant environ 3 % de la population totale) et 28 TTP avaient plus de 80 prélèvements (alimentant environ 16 % de la population totale).

Un total de 33 496 résultats d'analyse de COT réalisés sur l'eau brute et 68 604 sur l'eau traitée ont été extraits de SISE-Eaux. 862 TTP (84 %) ont eu au moins 3 prélèvements en amont et en sortie de TTP).

Environ 130 000 prélèvements de chlore libre ont été réalisés sur 9 400 TTP alimentées par une eau souterraine entre 2000 et 2003. Ils concernent 66 % des TTP, soit environ 90 % de la population.

On supposera donc que cette population est alimentée sur la période 1960-2000 par une eau chlorée et que le reste de la population desservie par une eau d'origine souterraine est alimentée par une eau non chlorée.

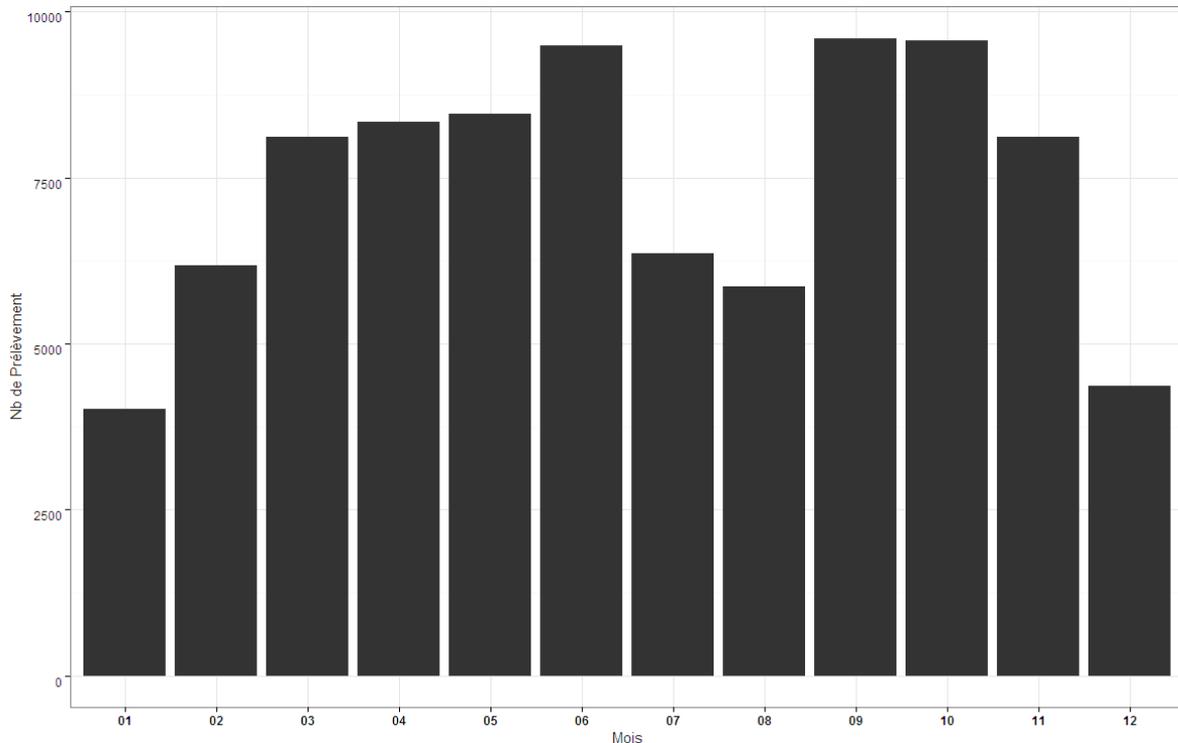
4. http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport_qualite_eau_du_robinet_2012_DGS.pdf

2.2 Saisonnalité et tendance des concentrations de THM et de l'échantillonnage

Sur l'ensemble des prélèvements de THM, nous avons constaté une saisonnalité. En effet, la plupart des prélèvements sont faits au printemps (avril à juin) ou à l'automne (septembre, octobre) et à l'inverse peu sont réalisés l'hiver ou l'été (décembre, janvier, juillet et août) (figure 6). Cette saisonnalité varie selon le département considéré.

I FIGURE 6 I

Nombre de prélèvements pour mesure de THM, par mois (13 732 TTP)



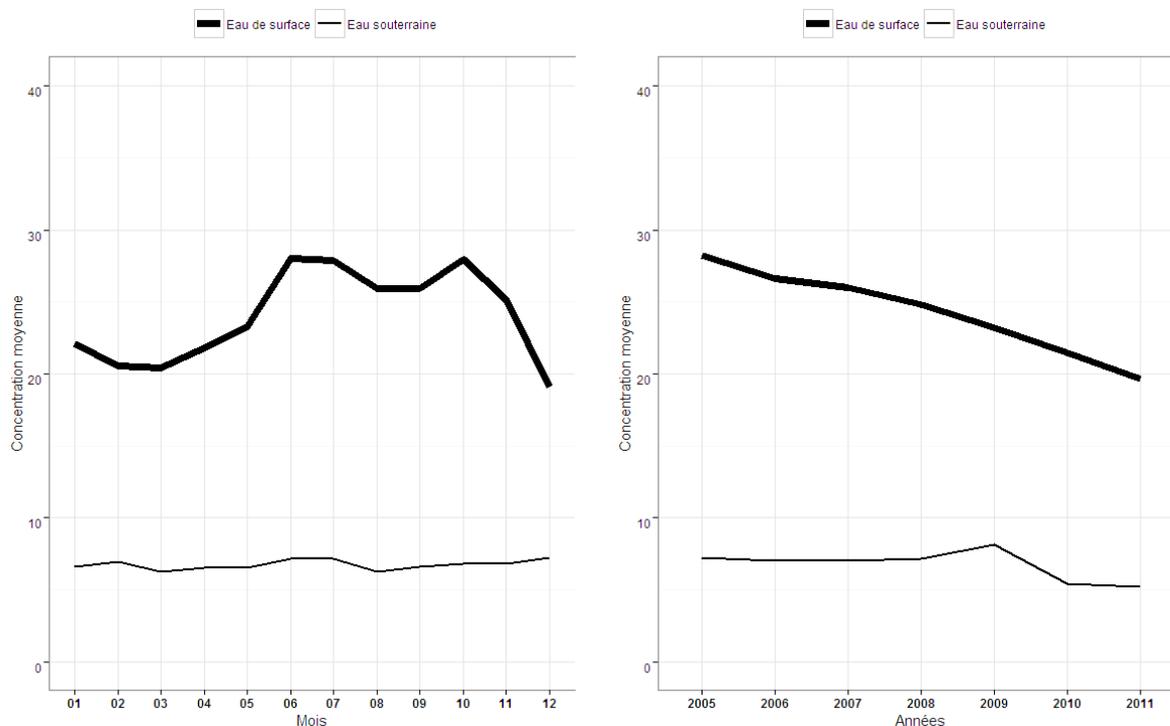
Source : SISE-Eaux – 2005-2011

Les niveaux de THM sont très différents selon la nature de l'eau et apparaissent nettement plus élevés pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines (moyenne sur l'ensemble des prélèvements : 6,7 vs 24,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement). Les eaux de surface contiennent en effet beaucoup plus de MO comparativement à l'eau souterraine (moyenne : 3,8 vs 1,4 mg.L^{-1} respectivement).

On observe une tendance à la baisse des concentrations moyennes entre 2005 et 2011 dans les eaux de surfaces (une baisse de 8,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ soit 30 %).

I FIGURE 7 I

Concentrations moyennes des THM ($\mu\text{g.L}^{-1}$), par mois et par années en fonction de la nature de l'eau



Source : SISE-Eaux – 2005-2011

2.3 Exposition actuelle et exposition sur 40 années (1960-2000)

La prévalence d'exposition des Français dans les classes d'exposition aux THM définies par la CRF, selon la méthode d'estimation de l'exposition dépend beaucoup de l'origine de l'eau (tableau 1).

I TABLEAU 1 I

Répartition de la population française par classe d'exposition aux THM ($\text{THM}_{\text{actuel}}$ pour la méthode 1 et THM pour les méthodes 2 et 3), et selon l'origine de l'eau

THM ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Eau souterraine				Eau de surface				TOTAL			
	0 - 5	5 - 25	25 - 50	>50	0 - 5	5 - 25	25 - 50	>50	0 - 5	5 - 25	25 - 50	>50
Méthode 1	29 %	66 %	5 %	0 %	8 %	42 %	45 %	5 %	32 %	58 %	9 %	1 %
Méthode 2	36 %	59 %	5 %	0 %	4 %	21 %	46 %	28 %	35 %	43 %	15 %	8 %
Méthode 3					6 %	26 %	44 %	24 %	36 %	44 %	13 %	7 %

Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé (exposition aux THM – 1960-2000)

I TABLEAU 2 I

Concentrations moyennes en THM mesurées (méthode 1) en sortie de station de traitement ou estimées (méthodes 2 et 3) pondérées par la population desservie

THM (en $\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ressources		
	Eau de souterraine	Eau de surface	TOTAL
	Moyenne [min ; max]	Moyenne [min ; max]	Moyenne [min ; max]
Méthode 1	10,3 [8,6 ; 11,9]	20,3 [18,9 ; 21,6]	11,7 [10,3 ; 13,2]
Méthode 2	8,9 [7,5 ; 10,2]	43,8 [41,0 ; 46,7]	17,5 [15,8 ; 19,2]
Méthode 3		39,0 [36,6 ; 41,4]	17,3 [15,7 ; 18,9]

Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé

Eau de surface

Trois méthodes d'estimation de la concentration moyenne en sortie de traitement ont été utilisées.

Exposition actuelle

La concentration moyenne en THM des eaux de surface sur la France entière est estimée à $20,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ sur la période 2005-2011 (entre $18,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $21,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ selon le mode de prise en considération des valeurs inférieures à LQ) (tableau 2). Environ 8 % ([3 % ; 12 %]) de la population alimentée par une eau de surface ont pu être exposés à une concentration de moins de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et 5 % à une concentration de plus de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ de THM (tableau 1).

Exposition passée (1960-2000)

Par la méthode 2, la concentration moyenne en THM serait de $43,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ (entre $41,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $46,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) (tableau 2). Environ 4 % ([0 % ; 9 %]) de la population, auraient pu être exposés à une concentration de moins $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et 28 % à une concentration de plus de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ de THM (tableau 1).

Par la méthode 3, la concentration moyenne en THM serait de $39,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ (entre $36,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $41,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) (tableau 2). Environ 6 % ([2 % ; 10 %]) de la population auraient pu être exposés à une concentration de moins $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et un peu moins de 24 % à une concentration de plus de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ de THM (tableau 1).

La part de la population très peu exposée (classe des concentrations [0 ; $5 \mu\text{g.L}^{-1}$]) est quasi-identique avec les différentes méthodes. Les quatre cinquième de la population alimentée par une eau de surface se situent dans la classe [$5 ; 50 \mu\text{g.L}^{-1}$]. Avec les méthodes 2 et 3, la part de la population comprise dans la classe [$5 ; 25 \mu\text{g.L}^{-1}$] est réduite au profit des classes les plus exposées.

Globalement, on estime donc que l'exposition moyenne de la population alimentée par une eau de surface a été divisée par 2 entre les périodes 1960-2000 et 2005-2011. La fraction exposée à plus de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ a été divisée par 5.

Eau souterraine

Exposition actuelle

La concentration moyenne en THM des eaux souterraines, sur la France entière entre 2005 et 2011, est estimée à $10,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (entre $8,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $11,9 \mu\text{g.L}^{-1}$) (tableau 2). Environ 29 % ([17 % ; 40 %]) de la population ainsi alimentée ont pu être exposés à une concentration de moins de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$, 5 % à une concentration de plus de $25 \mu\text{g.L}^{-1}$. Aucune exposition au-delà de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ n'est observée (tableau 1).

Exposition passée (1960-2000)

Pour les eaux souterraines, une seule méthode a été utilisée. La concentration moyenne en THM serait de $8,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (entre $7,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $10,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) (tableau 2). Environ 36 % [26 % ; 46 %] de la population aussi alimentée auraient pu être exposés à une concentration de moins de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$, 5 % à une concentration comprise entre 25 et $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ (tableau 1).

On observe pour les eaux souterraines une légère augmentation des concentrations moyennes de THM entre les périodes 1960-2000 et 2005-2011, en lien avec l'intensification de l'utilisation de la chloration (circulaire DGS/SD7A n°2003-524/DE/19-03 du 7 novembre 2003).

Sur l'ensemble de la population française

Globalement, l'exposition actuelle s'élève à $11,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ contre 17,3-17,5 dans les années 1960-2000. La baisse substantielle de l'exposition de la population française alimentée par des ressources de surface (<40 % de la population totale) domine largement la légère augmentation de l'exposition liée aux eaux souterraines (60 % de la population totale).

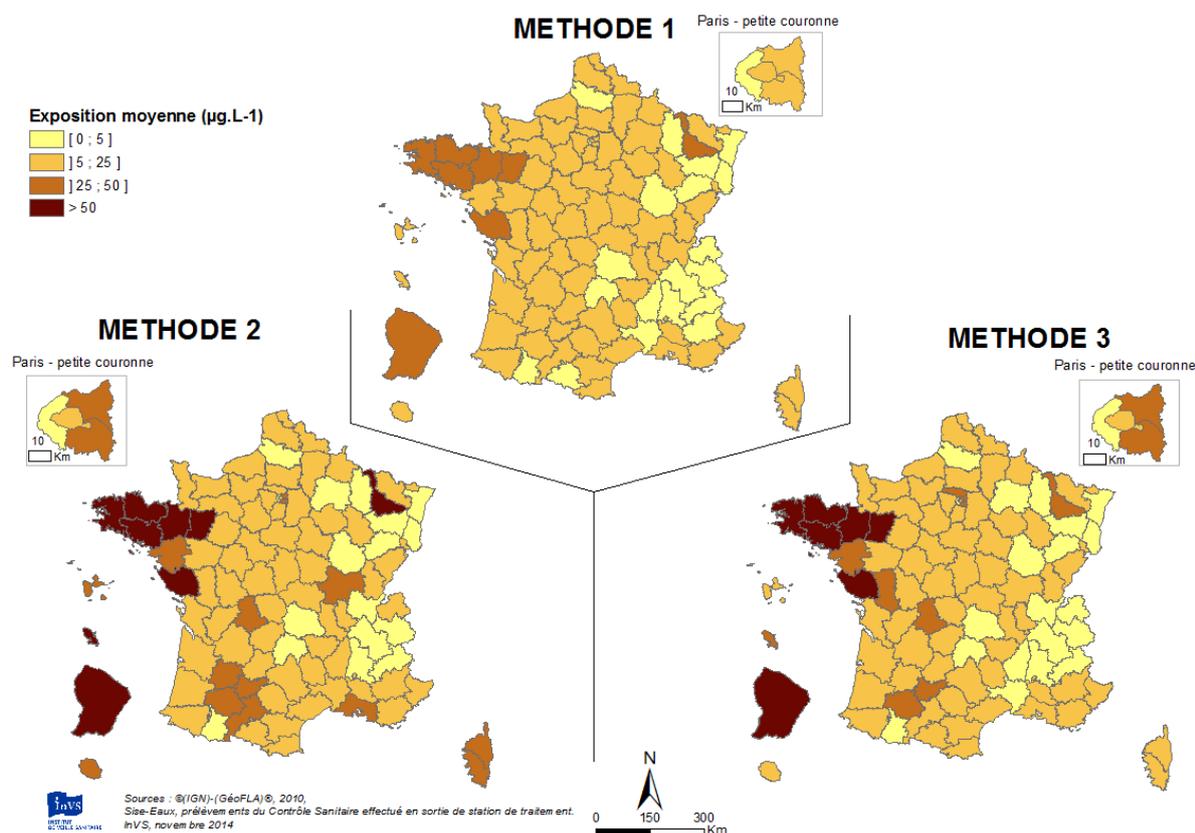
Globalement, les 3 méthodes conduisent à une fraction de la population française peu exposée aux THM autour de 30-35 % (1^e classe 0-5 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Les résultats divergent pour les niveaux d'exposition plus importants, avec des fractions de population exposée (>25 $\mu\text{g.L}^{-1}$) similaires entre les deux méthodes d'estimation de l'exposition passée (méthodes 2 et 3), mais près de 2 fois plus élevées par rapport à la fraction de la population exposée actuellement (méthode 1).

On constate une forte disparité géographique (figure 8). Les départements qui ont des concentrations les plus élevées en THM sont les départements de l'Ouest de la France (la Vendée ($38,6 \mu\text{g.L}^{-1}$), le Morbihan et l'Ille-et-Vilaine ($34,5 \mu\text{g.L}^{-1}$), la Guyane ($31,1 \mu\text{g.L}^{-1}$), la Meurthe-et-Moselle ($28,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) et la Martinique ($22,3 \mu\text{g.L}^{-1}$)) (annexe 3). Cette disparité est essentiellement le reflet de la part de la population alimentée par une eau de surface (annexe 2).

I FIGURE 8 I

Estimations des expositions moyennes départementales en THM

Moyennes des concentrations des THM mesurées en sortie de TTP, corrigées par la saisonnalité, puis pondérées par la population desservie, sur la période 2005-2011 (méthode 1), ou estimées sur 40 années (période 1960-2000) (méthodes 2 et 3).



Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé

2.4 Nombre et part de cas de cancer de la vessie attribuables aux SPC présents dans l'eau du robinet

En retenant la CRF proposée par Costet, *et al* [1] et une estimation de l'exposition actuelle 2005-2011), la part des cas de KVH attribuables aux SPC présents dans l'eau du robinet serait de 16 % [5 % ; 28 %] en France, soit près de 1 500 cas attribuables [410 ; 2 500].

Avec une estimation de l'exposition passée (THM entre 1960-2000) la part des KVH attribuables aux SPC présents dans l'eau du robinet serait de 18,3 % [5,8 % ; 31,4 %] avec la méthode 2 (soit environ 1 700 cas attribuables [520 ; 2 900]) ou 17,8 % [5,5 % ; 30,5 %] (soit environ 1 600 cas attribuables [500 ; 2 700]) avec la méthode 3 (tableau 3). On note donc que la forte réduction de l'exposition depuis l'abandon de la pré-chloration ne se traduit pas par un gain équivalent sur l'impact.

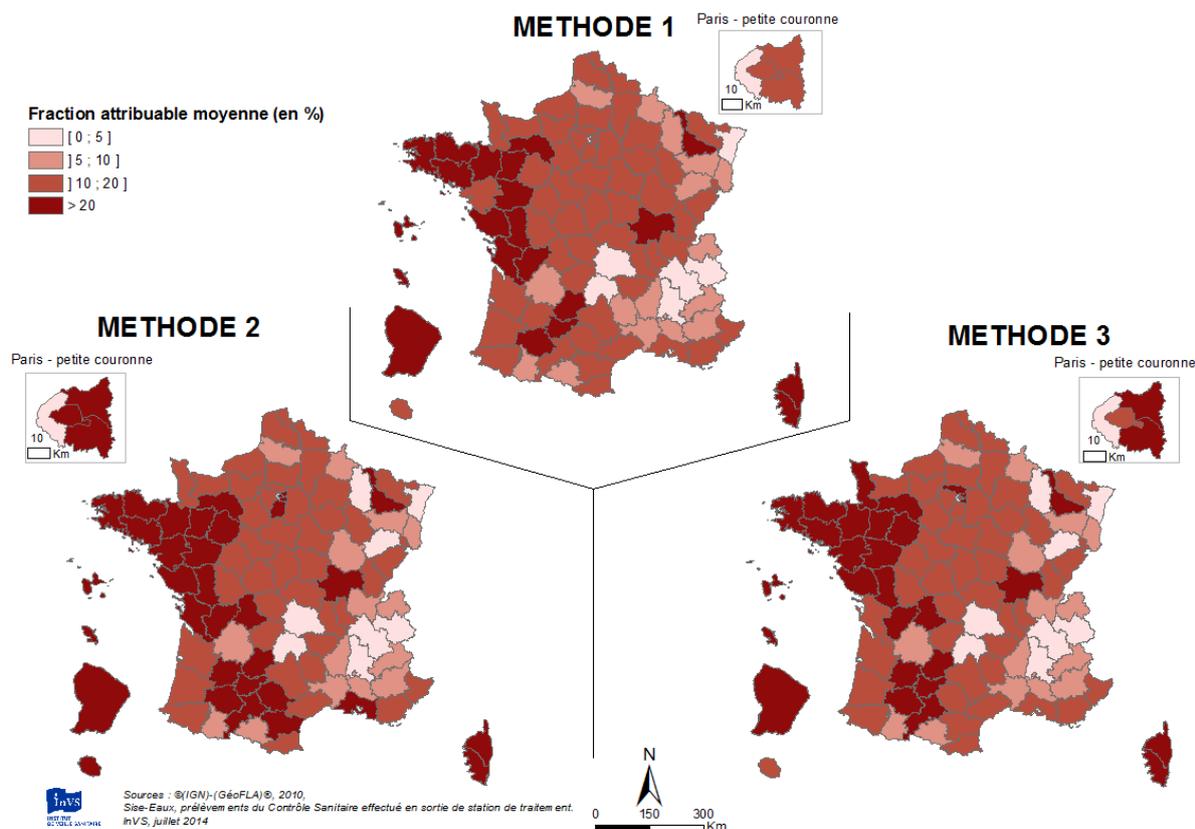
La situation est contrastée entre départements. En prenant en compte les expositions au cours des années 2005-2011, la part des cas attribuables aux SPC présents dans l'eau serait ainsi inférieure à 5 % dans 7 départements (méthode 1). C'est dans l'ouest de la France que la part des cas de KVH attribuables aux SPC présents dans l'eau du robinet est la plus élevée (la Vendée (31 %), le Morbihan (28 %) et l'Ille-et-Vilaine (29 %)), à l'instar de l'exposition.

Pour l'exposition passée (méthodes 2 et 3), certains départements passent dans la classe supérieure de fraction attribuable (>20 %), dont la plupart des départements de la région Midi-Pyrénées (figure 9).

La distribution des départements par fraction de cas de KVH attribuables aux SPC présents dans l'eau du robinet évolue favorablement si l'on considère les expositions actuelles (méthode 1, évaluation des impacts futurs) par rapport aux expositions passées (méthodes 2 et 3, évaluation des impacts actuel sur la base des expositions passées). On note que la répartition des départements par classe d'impact actuel attribuable aux expositions passées diffère légèrement entre la méthode 2 et la méthode 3.

I FIGURE 9 I

Fraction des cas de KVH attribuables aux SPC présent dans l'eau du robinet au niveau départemental et par méthodes, en %



Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé et Costet, et al [1]

I TABLEAU 3 I

Fraction des cas de KVH attribuables à l'eau du robinet et impact annuel correspondant, France entière

	Fraction attribuable moyenne IC (%)	Nombre moyen de cas de KVH	Nombre de cas de KVH attribuables à l'eau et IC
MÉTHODE 1 (expositions 2005-2011)	16 [5 ; 28]	9 100	1 485 [410 ; 2 543]
MÉTHODE 2 (expositions 1960-2000)	18 [6 ; 31]	9 100	1 664 [524 ; 2 859]
MÉTHODE 3 (expositions 1960-2000)	18 [6 ; 31]	9 100	1 615 [503 ; 2 777]

Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé (population totale) ; réseau Francim (projection France entière 2011 [10]), Costet, et al. [1]

2.5 Évaluation d'impact sanitaire des scénarios de réduction de l'exposition

On se propose d'évaluer l'impact sanitaire futur d'un changement de l'exposition actuelle (la référence correspond donc à la méthode 1). L'écrêtage des concentrations en THM à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ ou à 25 $\mu\text{g.L}^{-1}$ permettrait d'éviter respectivement 0,3 % et 1,8 % des cas, soit 4 et 26 cas, sur la France entière (tableau 4).

I TABLEAU 4 I

Répartition de la population française par classe d'exposition aux THM, fraction des cancers de la vessie attribuables aux SPC contenus dans l'eau, fraction et impact évitables selon les deux scénarios d'écrêtage des concentrations en THM.

L'exposition est estimée par la méthode 1.

	Prévalence de l'exposition dans la population				Fraction attribuable totale	Fraction évitable	Nombre de cas évitables
]0;5] $\mu\text{g.L}^{-1}$]5;25] $\mu\text{g.L}^{-1}$]25;50] $\mu\text{g.L}^{-1}$	>50 $\mu\text{g.L}^{-1}$			
Situation actuelle	32 %	58 %	9 %	1 %	16,3 %	Réf.	Réf.
Abaissement à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$	32 %	58 %	10 %	0 %	16,1 %	0,25 %	4
Abaissement à 25 $\mu\text{g.L}^{-1}$	32 %	68 %	0 %	0 %	14,6 %	1,77 %	26

Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé (exposition aux THM – 2005-2011) ; Costet, et al. [1] ; réseau Francim (projection 2011 [10])

3. DISCUSSION

3.1 Portée de l'étude en santé publique

Trois méthodes ont été testées pour évaluer l'exposition dans cette étude.

La méthode 1 repose sur l'utilisation des mesures de THM colligées entre 2005 et 2011. Cette méthode n'est pas une méthode à préconiser pour estimer l'exposition passée, car l'évolution des traitements déterminant les concentrations en THM a été importante au cours des dernières décennies. En revanche, la méthode 1 peut servir de base pour les prévisions d'impacts futurs et pour tester l'effet potentiel des actions de gestion telles que le durcissement de la réglementation.

Les méthodes 2 et 3 traitent explicitement de l'exposition passée et permettent d'estimer une exposition sur une longue période, estimation nécessaire pour l'étude du risque cancéreux. Elles intègrent en l'occurrence l'arrêt de la pré-chloration des eaux de surface qui s'est imposé pendant la période à prendre en considération pour l'estimation de l'exposition et qui a permis de diviser l'exposition par 2.

La méthode 2 consiste à appliquer un coefficient de majoration global à l'exposition actuelle et pour estimer l'exposition passée, pour laquelle on suppose l'usage systématique de la pré-chloration. Le fait que la méthode 2 repose sur une étude pilote menée en France [11] légitime son usage dans une EQIS concernant la France, compte tenu des habitudes contrastées de désinfection entre pays. Sa limite tient dans son caractère global, le coefficient de majoration étant constant pour un type de traitement donné. En l'occurrence, on prend en considération une filière de clarification classique (coagulation, floculation, décantation, filtration rapide), précédée ou non par une pré-chloration. La méthode 2 ne tient pas compte de la variabilité de la pollution organique de la ressource ni des variations de la filière classique de clarification.

Ainsi, nous avons développé la méthode 3 qui repose comme la méthode 2 sur l'hypothèse d'une pré-chloration passée, mais qui tient compte de la charge organique de la ressource utilisée localement. Elle utilise les données de COT qui caractérisent la charge en MO de l'eau au point d'injection du chlore, dont dépend directement la quantité de THM formés. Ces données sont présentes dans la base SISE-Eaux pour toutes les TTP alimentées par des eaux de surface. Le fait que cette méthode produise des résultats en tendance (exposition moyenne à l'échelle du département) cohérents avec la méthode 2 constitue un argument en faveur de sa validité. Elle présente l'intérêt supplémentaire de mieux prendre en compte les spécificités locales de ressource et de traitement. Cette méthode est donc celle que nous préconisons pour estimer l'exposition passée en France, à défaut d'informations spécifiques sur le passé (mesure de THM, évolution datée des traitements pour chaque TTP).

En se fondant sur la méthode 3, le pourcentage de cas de KVH attribuables aux SPC présents dans l'eau du robinet est de 18 % [6 % ; 31 %] en France, soit environ 1 600 cas attribuables ([500 ; 2 700]). Ces résultats sont cohérents avec les résultats déjà publiés dans la littérature : 2-17 % aux États-Unis pour les eaux de surface, 14-16 % dans l'Ontario, Canada [24].

Près de 10 % de la population française aurait été exposée à plus de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de THM et plus de 25 % à plus de 25 $\mu\text{g.L}^{-1}$ au cours des 40 années passées (tableau 1). L'exposition est très dépendante de la nature de la ressource utilisée. Ainsi, 30 % de la population alimentée par une eau de surface aurait été exposée à plus de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$, contre 0 % en ce

qui concerne les eaux souterraines. À l'opposé, 36 % de la population alimentée par une eau de souterraine aurait été exposée à moins de 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de THM, contre 6 % en ce qui concerne les eaux de surface.

La diminution de l'exposition d'un facteur 2 entre les années 1960-2000 et 2005-2011 serait directement attribuable à l'arrêt de la pré-chloration des eaux de surface. Cela s'est notamment traduit par une diminution drastique des expositions extrêmes : 7 % vs 1 % de la population exposée à plus de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$; 24 % vs 5 % pour la part de la population alimentée par des eaux de surface. La diminution de l'exposition s'est poursuivie au cours de la période 2005-2011 (figure 8) en dépit du renforcement de la désinfection. Cela traduit probablement les efforts des autorités sanitaires et des exploitants pour réduire la MO soluble de l'eau dans les TTP, avant la mise en œuvre de la chloration [25], et pour une stratégie adaptative et parcimonieuse de maintien du résiduel en chlore dans le réseau : diminution des doses de traitement de chlore en TTP et compensation par la mise en place de postes de rechloration au sein des UDI.

La baisse relative de l'impact estimé est cependant bien moindre que celle enregistrée sur l'exposition (-32 % pour l'exposition vs -11 % pour l'impact), à cause de la forme « infra-linéaire » de la CRF, l'augmentation marginale du risque diminuant avec le niveau de concentration.

Cet effet d'amortissement condamne à l'inefficacité la gestion du risque par l'abaissement des valeurs limites réglementaires des concentrations en THM. Ainsi, les résultats de l'EQIS fondée sur les concentrations actuelles et obtenus en utilisant la CRF de Costet, *et al.* [1] prédisent que l'écrtage des concentrations en THM à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ ou à 25 $\mu\text{g.L}^{-1}$ aurait un effet négligeable de santé publique, en réduisant l'impact sanitaire attribuable à l'eau de 0,3 et 1,8 %, respectivement (soit 4 et 26 cas de KVH évités par an en France).

L'histoire montre que l'appréhension de l'exposition aux SPC a régulièrement évolué. Les molécules réputées représentatives de la cancérogénicité se sont succédé : chloroforme, THM, plus récemment acides halo-acétiques. Cette appréhension mérite encore des recherches compte tenu des centaines de molécules composant les SPC (en grande partie non évaluées au plan toxicologique) et des probables effets synergiques entre molécules. Les THM ne sont ainsi peut-être pas le meilleur estimateur de la toxicité globale des SPC, en termes de cancérogénicité. La production de connaissances en toxicologie, en particulier sur les effets des mélanges de composés à faibles doses, ouvrirait sur la reprise de travaux épidémiologiques fondés sur une mesure plus adéquate de l'exposition (sous réserve de la disponibilité des données correspondante) et aboutirait éventuellement à une CRF consolidée.

3.2 Analyse des incertitudes

« L'intervalle de confiance » de l'impact prend en compte à la fois l'imprécision de la CRF et l'imputation de valeurs aux mesures de THM inférieures à LQ. Il existe cependant d'autres sources d'imprécision et des possibilités de biais.

Sources d'incertitude pour l'estimation de l'exposition

Mobilité résidentielle

L'approche écologique empêche la prise en compte de la mobilité résidentielle. Celle-ci est bien sûr importante sur une période de 40 ans. Cette mobilité tend a priori à réduire la variabilité des expositions cumulées sur une longue période au sein de la population (par réduction des expositions extrêmes), mais compte tenu de la forme de la CRF (sensibilité

supérieure aux valeurs moyennes et basses), l'impact sanitaire réel pourrait être sous-estimé par l'EQIS.

Existence de ressources multiples

Certaines UDI sont alimentées par plusieurs stations de traitement : 25 % des TTP et 42 % de la population sont concernées par une alimentation multiple ; 12 % de la population est alimentée par plus de 3 TTP. Les mesures de THM effectuées en sortie des stations amont ont servi au calcul de l'exposition de la population desservie par l'UDI, sans pondération par leurs débits respectifs ni prise en compte d'un éventuel mélange avant distribution. Le biais sur l'exposition de la population de l'UDI attribuable à l'absence de pondération par le débit est cependant modéré par l'augmentation de la fréquence réglementaire d'échantillonnage avec le débit produit par la TTP (la contamination d'une UDI étant estimée comme la moyenne arithmétique des mesures pratiquées sur l'ensemble des TTP alimentant l'UDI).

Consommation de l'eau pour la boisson

Dans la méta-analyse utilisée, la consommation de l'eau pour la boisson, qui contribue aux expositions par ingestion, n'est pas prise en compte. En effet, l'ensemble des voies (ingestion, inhalation et contact cutané) sont impliquées significativement dans l'exposition [13]. L'erreur de classement sur l'exposition des populations qui pourrait exister suite à la non prise en compte d'une variation d'un facteur 2 des consommations de l'eau du robinet selon la région [26, 27] est limitée.

Incertitude sur l'exposition actuelle

Biais sur l'exposition dû au point de prélèvement de l'eau pour analyse de THM

Les THM se forment dans la filière de traitement dès l'injection de chlore, mais continuent à se former dans le réseau de distribution. La concentration en THM mesurée en sortie de TTP sous-estime donc la concentration au robinet des consommateurs. Cette sous-estimation concerne les réseaux alimentés par des eaux chargées en MO, donc essentiellement des eaux de surface, Elle peut-être importante pour les habitants situés en extrémité des réseaux, dans des zones très faiblement peuplées, quand les temps de séjour de l'eau dans le réseau sont longs, ou après des rechlorations effectuées dans le réseau. Au sein d'une même UDI, la concentration en THM, chez le consommateur peut augmenter d'un facteur 2 à 6 par rapport à la mesure faite en sortie de TTP [28].

Au niveau départemental, l'écart entre les contaminations moyennes au robinet et sortie TTP varie en fonction de la distribution des tailles des UDI alimentées par des eaux de surface. Cet écart est important dans les départements ruraux desservis par quelques UDI étendues (par exemple la Loire-Atlantique), où on peut suspecter une sous-estimation importante de l'exposition moyenne aux THM, et faible dans des départements où les populations sont denses et les réseaux compacts. Le biais sur l'exposition ne produit mécaniquement un biais sur l'impact que si l'exposition est estimée au robinet dans les études incluses dans la méta-analyse. Les études ayant servi à la construction de la CRF ont utilisé soit un mélange de mesures de THM sortie usine et de mesures au robinet du consommateur.

Dans ces conditions, l'impact est potentiellement surestimé mais il est difficile d'apprécier l'importance du biais.

Imprécision liée à la fréquence des analyses de THM

Le nombre annuel d'échantillons imposé par la réglementation est faible pour les TTP desservant moins de 500 habitants (entre 0,1 et 0,5 prélèvements). Les concentrations moyennes de THM sont alors estimées à partir de 1 à 4 analyses, ce qui entraîne une forte imprécision compte tenu de la variabilité temporelle des concentrations. La population desservie correspondante est cependant réduite à 3 % de la population française et cette fraction est alimentée à 98 % par une ressource en eau d'origine souterraine, généralement peu chargée en MO et de qualité plutôt constante tout au long de l'année. La variabilité temporelle est négligeable dans ces situations. L'effet de cette source d'imprécision sur l'impact sanitaire est donc très limité.

Biais lié à la stratégie d'échantillonnage des THM

On a vu que les concentrations en THM variaient avec la saison. Les textes réglementaires imposent un nombre d'échantillons annuel mais n'imposent pas de règles précises pour leur répartition au sein de l'année. La stratégie d'échantillonnage diffère ainsi sensiblement d'un département à l'autre en fonction des choix des représentants départementaux de l'autorité sanitaire. Les données montrent que certains recherchent des maxima de concentration qui correspondent aux mois d'été, tandis que d'autres ne réalisent pas de campagnes de prélèvement durant l'été.

La conjonction des variations saisonnières de concentration de THM engendre un biais (de classement) qui s'exerce de façon différentielle sur les concentrations moyennes entre départements. Ce biais est partiellement corrigé par la désaisonnalisation des concentrations moyennes. Cependant, l'efficacité du processus de désaisonnalisation réclame un nombre suffisant de données par saison et par département, ce qui n'est pas toujours le cas. Il y a donc une possibilité de biais résiduels locaux, dans le sens d'une sous-estimation ou bien d'une surestimation de l'exposition.

Imprécision liée aux limites de quantification des THM

77 % des prélèvements ont au moins un composé dont la concentration est inférieure à limite de quantification LQ. Pour 37 % d'entre eux, c'est l'ensemble des paramètres mesurés qui est inférieur à LQ. Nous avons ainsi produit 2 estimations des concentrations moyennes par UDI, une estimation haute qui assume l'imputation des valeurs censurées par LQ et une estimation basse qui assume l'imputation des valeurs censurées par zéro. On observe des écarts importants entre les estimations basses et hautes des expositions pour les UDI et les départements les moins contaminés, et plus encore sur les impacts attribuables associés, compte tenu de la forme de la CRF. L'effet des données censurées est pris en compte dans les intervalles de confiance.

Incertitude sur l'exposition passée

La construction de l'exposition passée est particulièrement délicate dans la mesure où les données de THM sont indisponibles avant 2000. Ce problème est commun à l'ensemble des études épidémiologiques qui étudient l'association entre SPC et cancer. Des méthodes indirectes doivent alors être mises en œuvre.

Incertitude sur la date d'arrêt de la pré-chloration

En raison de l'absence d'information sur les dates d'arrêt de la pré-chloration et dans l'impossibilité de faire une recherche pour chaque TTP, la date a été tirée au sort. La répétition de 3 tirages au sort des dates de changement de traitement (arrêt de la pré-chloration) montre que l'exposition moyenne au niveau national est peu sensible à cet aléa,

avec un domaine de variation de 1 % et 3 % pour l'exposition de la population alimentée par une eau de surface (annexe 1). En revanche, il est possible qu'au niveau départemental l'exposition moyenne (calculée sur 3 tirages au sort) soit biaisée compte tenu du petit nombre de répétitions du tirage au sort. L'aléa peut être sensible si une part importante de la population est desservie par un petit nombre d'UDI alimentées par des eaux de surface (comme par exemple pour la Loire-Atlantique alimentée par 9 UDI).

Sources d'incertitude pour l'estimation de l'impact

Limites de la CRF utilisée

Nous avons utilisé la CRF issue de la méta-analyse effectuée par Costet en 2011. Cette méta-analyse faite suite à une première méta-analyse [8] qui incluait des études cas-témoin américaines (4), canadienne (1) et finlandaise (1) et 2 cohortes américaines, et à une analyse poolée [4] reposant uniquement sur les études cas-témoin, quatre déjà exploitées dans la première méta-analyse et complétée par une étude française et une étude italienne. La méta-analyse de Costet porte sur 6 études cas-témoins. Cinq ont déjà été exploitées dans les revues mentionnées ci-dessus, une est nouvelle [13]. Seule cette nouvelle étude dispose d'une caractérisation de l'exposition prenant en compte les 3 voies d'exposition, et porte sur des patients recrutés entre 1998 et 2001. L'étude Italienne a été exclue de la méta-analyse effectuée par Costet, en raison d'un mode de désinfection par chloramination qui conduit à la formation d'autres SPC que les THM. Costet a effectué une étude poolée et une méta-analyse. Les deux approches ont donné les mêmes résultats en termes d'estimation centrale du risque, et des résultats peu différents au regard des incertitudes de la courbe dose-réponse. L'analyse poolée est normalement à privilégier. Elle estime la variabilité du risque lié à la concentration en THM en prenant en compte la corrélation entre les THM et les autres facteurs de risque du modèle, ce que ne fait pas la méta-analyse. Néanmoins, Costet a retenu la CRF issue de la méta-analyse, car des variables importantes dans la mesure du risque ne sont pas disponibles pour toutes les études (prise en compte des 3 voies d'exposition, ozonation de l'eau). L'hétérogénéité des études est une limite importante de la CRF produite par cette méta-analyse, et par les analyses antérieures.

Une autre limite de la CRF réside dans la dichotomisation de la variable exposition en 3 niveaux.

La reprise de travaux épidémiologiques est nécessaire pour produire une CRF consolidée. Nous avons vu précédemment qu'un préalable à de tels travaux est l'identification d'un indicateur d'exposition associé à la toxicité réelle du mélange complexe des SPC présents dans les eaux potables.

Écarts aux bonnes pratiques de l'EQIS : la reconstitution de l'exposition

La bonne pratique de l'EQIS suppose que la méthode de reconstitution de l'exposition soit la même que celle qui est utilisée dans la construction de la CRF. Or la méta-analyse à la source de la CRF prend en considération plusieurs études, qui recourent à des méthodes différentes de reconstitution de l'exposition. Il n'est pas possible dans ce cas de respecter ce critère.

Concernant l'exposition présente, on observe un accord partiel entre les modalités d'échantillonnage utilisées par les études incluses dans la méta-analyse de Costet, comme l'inclusion de mesures de THM en sortie d'usine, ou l'absence de prise en compte des volumes d'eau du robinet ingérée.

Concernant l'exposition passée, la méthode 2 est utilisée dans une étude incluse dans la méta-analyse [11]. La méthode 3 est par contre originale mais les résultats produits par cette

méthode ne diffèrent pas sensiblement (moyennes départementales, voir annexe 3) de ceux de la méthode 2.

Impact futur : incertitude liée à l'inférence contrefactuelle

La méthode 1 fournit une estimation de l'impact futur dite contrefactuelle, c'est-à-dire, supposant la stabilité des conditions de calcul : stabilité démographique, de l'incidence du KVH et de la contamination.

- Stabilité des concentrations en THM

Cette hypothèse n'est pas soutenue par l'évolution récente des contaminations qui tendent à diminuer. Cette diminution affectant probablement l'ensemble des SPC par élimination de la MO soluble (précurseur des SPC), l'impact futur devrait aussi diminuer et la prévision est faite par excès.

- Stabilité épidémiologique

Chez l'homme, l'incidence de cas de KVH est globalement en légère diminution par rapport à 1980 (- 0,4 % par an). Cependant, l'incidence était à la hausse jusque dans les années 1990 [29]. Le sens de l'erreur sur la prévision n'est donc pas clair mais sa valeur absolue devrait être faible.

- Stabilité démographique

Quant à l'évolution de la population à risque, à savoir les 40 ans et plus, elle est en constante augmentation (multiplié par 1,30) entre 2007 et 2042 (d'après l'Institut national de la statistique et des études économiques). Cette tendance introduit une sous-estimation sensible de l'impact prévu.

4. CONCLUSION

En admettant la validité de la CRF utilisée, cette étude montre que les SPC ont un impact sanitaire important en France. Ces résultats sont cohérents avec les résultats déjà publiés dans d'autres pays [24]. De nombreuses sources d'incertitudes ont été identifiées sur l'estimation de l'exposition, de l'impact ou les 2. Concernant l'exposition, le principal biais provient de l'utilisation de mesures de THM à la sortie de TTP plutôt qu'au robinet du consommateur.

Par rapport aux études réalisées précédemment, nous proposons une méthode originale (méthode 3) pour estimer l'exposition passée de la population aux THM, fondée sur les mécanismes de formation des THM. Sa mise en œuvre est facile en France car elle utilise des mesures présentes dans la base SISE-Eaux et une hypothèse consensuelle sur l'évolution des traitements en France. Il serait intéressant d'établir si cette méthode peut être exportée ou adaptée à d'autres pays, notamment les pays d'Europe qui partagent la même base réglementaire pour la surveillance de la qualité de l'EDCH.

Dès lors que le SPC, ou le mélange de SPC qui cause le cancer de la vessie chez l'homme, sera mieux identifié par des études toxicologiques, il sera judicieux de reprendre les travaux épidémiologiques afin de proposer une CRF consolidée.

Cette perspective n'est pas seulement scientifique mais est aussi déterminante dans le choix de prévention. En l'état actuel, la réduction de la matière organique avant désinfection apparaît comme la seule attitude conservatoire pertinente pour la prévention du risque. Cette politique est mise en œuvre en France.

Une étude écologique a été effectuée [30] pour étudier l'association entre l'incidence du cancer de la vessie dans les communes des départements français couverts par des registres généraux de cancer et la concentration en THM dans l'eau du robinet, et prenant en compte les facteurs de risques majeurs reconnus du cancer de la vessie, dont le tabagisme.

Références bibliographiques

- [1] Costet N, Villanueva CM, Jaakkola JJ, Kogevinas M, Cantor KP, King WD, *et al.* Water disinfection by-products and bladder cancer: is there a European specificity? A pooled and meta-analysis of European case-control studies. *Occup Environ Med.* 2011;68(5):379-85.
- [2] Marx JL. Drinking water: another source of carcinogens? *Science.* 1974;186(4166):809-11.
- [3] Richardson SD, Plewa MJ, Wagner ED, Schoeny R, Demarini DM. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutat Res.* 2007;636(1-3):178-242.
- [4] Villanueva CM, Cantor KP, Grimalt JO, Castano-Vinyals G, Malats N, Silverman D, *et al.* Assessment of lifetime exposure to trihalomethanes through different routes. *Occup Environ Med.* 2006;63(4):273-7.
- [5] Villanueva C, Cordier S, Font-Ribera L, Salas L, Levallois P. Overview of Disinfection By-products and Associated Health Effects. *Curr Envir Health Rpt.* 2015;2(1):107-15.
- [6] Xu X, Weisel CP. Dermal uptake of chloroform and halo ketones during bathing. *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 2005;15(4):289-96.
- [7] Xu X, Mariano TM, Laskin JD, Weisel CP. Percutaneous absorption of trihalomethanes, haloacetic acids, and halo ketones. *Toxicol Appl Pharmacol.* 2002;184(1):19-26.
- [8] Villanueva CM, Cantor KP, Cordier S, Jaakkola JJ, King WD, Lynch CF, *et al.* Disinfection byproducts and bladder cancer: a pooled analysis. *Epidemiology.* 2004;15(3):357-67.
- [9] Salas LA, Cantor KP, Tardon A, Serra C, Carrato A, Garcia-Closas R, *et al.* Biological and Statistical Approaches for Modeling Exposure to Specific Trihalomethanes and Bladder Cancer Risk. *Am J Epidemiol.* 2013;178(4):652-60.
- [10] InVS. Projection de l'incidence et de la mortalité par cancer en France en 2011. Rapport technique. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2011. 78 p. Disponible : www.invs.sante.fr
- [11] Chevrier C, Junod B, Cordier S. Does ozonation of drinking water reduce the risk of bladder cancer? *Epidemiology.* 2004;15(5):605-14.
- [12] Koivusalo M, Hakulinen T, Vartiainen T, Pukkala E, Jaakkola JJ, Tuomisto J. Drinking water mutagenicity and urinary tract cancers: a population-based case-control study in Finland. *Am J Epidemiol.* 1998;148(7):704-12.
- [13] Villanueva CM, Cantor KP, Grimalt JO, Malats N, Silverman D, Tardon A, *et al.* Bladder Cancer and Exposure to Water Disinfection By-Products through Ingestion, Bathing, Showering, and Swimming in Pools. *Am J Epidemiol.* 2007.
- [14] Cantor KP, Lynch CF, Hildesheim ME, Dosemeci M, Lubin J, Alavanja M, *et al.* Drinking water source and chlorination byproducts. I. Risk of bladder cancer. *Epidemiology.* 1998;9(1):21-8.

- [15] King WD, Marrett LD. Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada). *Cancer Causes Control*. 1996;7(6):596-604.
- [16] Lynch CF, Woolson RF, O'Gorman T, Cantor KP. Chlorinated drinking water and bladder cancer: effect of misclassification on risk estimates. *Arch Environ Health*. 1989;44(4):252-9.
- [17] Rapinat M, Welté B. Dossier : Les sous-produits de la désinfection. *Techniques Sciences Méthodes*. 2001;6:36-79.
- [18] Smith VL, Cech I, Brown JH, Bogdan GF. Temporal variations in trihalomethane content of drinking water. *Environ Sci Technol*. 1980;14(2):190-6.
- [19] Rodriguez MJ, Huard M, Sérodes JB. Experimental study of formation of chlorination by-products in potable water of Quebec City, Canada. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2004;72(211):218.
- [20] Seux R, Clement M. Pourquoi éliminer la matière organique des eaux ? – Principes fondamentaux et procédés. 2011.
- [21] Urano K, Wada H, Takemasa T. Empirical rate equation for thialomethane formation with chlorination of humic substances in water. *Wat Res* 1983;17(12):1797-802.
- [22] Sadiq R, Rodriguez MJ. Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Sci Total Environ*. 2004;321(1-3):21-46.
- [23] Mindell J, Ison E, Joffe M. A glossary for health impact assessment. *J Epidemiol Community Health*. 2003;57(9):647-51.
- [24] Wigle DT. Safe drinking water: a public health challenge. *Chronic Dis Can*. 1998;19(3):103-7.
- [25] Courcier JP, Decerle D, Jédor B, Thibert S, Welté B. To limit the formation of disinfection by-products. The case of bromate and trihalomethanes in drinking water. *Techniques Sciences Methodes*. 2014(6):69-83.
- [26] Beaudeau P, Zeghnoun A, Ledrans M, Volatier JL. Tap water consumption in France: Results from the INCA1 diet survey. *Environnement, risques et santé*. 2003;2(3):147-58.
- [27] Cartier T, Dubuisson C, Panetier P, Volatier JL. Human water consumption in France: Results from the INCA2 diet study. *Environnement, risques et santé*. 2012;11(6):479-91.
- [28] Mouly D, Joulin E, Rosin C, Beaudeau P, Zeghnoun A, Olszewski Ortat A, *et al.* Les sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France. Campagnes d'analyses dans quatre systèmes de distribution d'eau et modélisation de l'évolution des trihalométhanes. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2009. 73 p.
- [29] Binder-Foucard F, Bossard N, Delafosse P, Belot A, Woronoff AS, Remontet L. Cancer incidence and mortality in France over the 1980-2012 period: Solid tumors. 2014;62(2):95-108.
- [30] Galey C, Corso M, Guillet A, Le Tertre A. Relation entre l'incidence des cancers de la vessie et l'exposition aux sous-produits de la chloration présents dans l'eau du robinet en France : une étude écologique géographique. Saint-Maurice : Santé publique France ; 2017 (en cours).

Annexes

Annexe 1 / Sensibilité des méthodes 2 et 3 au tirage au sort de la date d'arrêt de la pré-chloration

I TABLEAU A1.1 I

Concentrations en THM mesurées en sortie des stations de traitement alimentées par des eaux de surface, pondérées par la population desservie

	THM (en µg.L ⁻¹)		
	Essais	Eau de surface	TOTAL ressources
		Moyenne [min ; max]	
Méthode 2	1	43,8 [41,0 ; 46,7]	17,5 [15,8 ; 19,2]
	2	43,3 [40,5 ; 46,2]	17,4 [15,7 ; 19,0]
	3	43,0 [40,2 ; 45,8]	17,3 [15,6 ; 19,0]
Méthode 3	1	39,0 [36,6 ; 41,4]	17,3 [15,7 ; 18,9]
	2	38,7 [36,3 ; 41,1]	17,2 [15,6 ; 18,8]
	3	38,2 [35,9 ; 40,6]	17,2 [15,7 ; 18,8]

Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé

I TABLEAU A1.2 I

Répartition de la population française alimentée par des eaux de surface par classe d'exposition aux THM

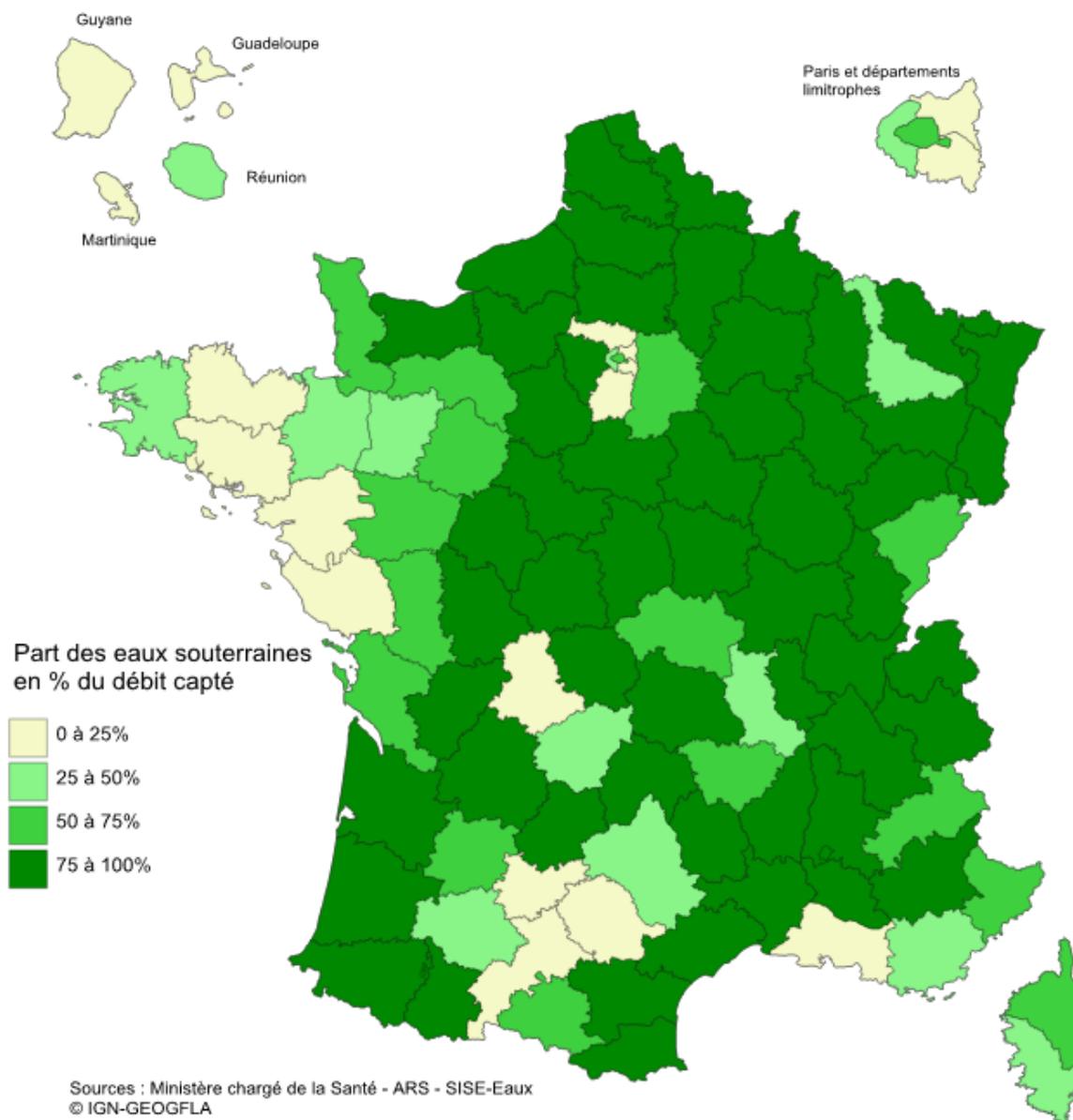
	Essais	Eau de surface				TOTAL ressources			
		0 - 5	5 - 25	25 - 50	>50	0 - 5	5 - 25	25 - 50	>50
Méthode 2	1	4 %	21 %	46 %	28 %	35 %	43 %	15 %	8 %
	2	4 %	19 %	51 %	26 %	35 %	42 %	15 %	7 %
	3	4 %	14 %	53 %	28 %	35 %	41 %	16 %	8 %
Méthode 3	1	6 %	26 %	44 %	24 %	36 %	44 %	13 %	7 %
	2	6 %	27 %	44 %	23 %	36 %	45 %	13 %	7 %
	3	6 %	27 %	39 %	28 %	36 %	45 %	12 %	8 %

Sources : SISE-Eaux, ministère chargé de la santé (exposition aux THM – 1960-2000)

Annexe 2 / Part des eaux souterraines dans la production d'eau potable, 2012

I FIGURE A2 I

Part des eaux souterraines dans la production d'eau potable, 2012



Annexe 3 / Exposition par département

I TABLEAU A3 I

Estimation des concentrations départementales en THM en sortie de TTP, moyennes pondérées par la population desservie

Départements	Méthode 1	Méthode 3		Méthode 2	
	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Rang	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Rang
Vendée (85)	38,62	122,11	1	79,33	1
Morbihan (56)	34,54	84,67	2	71,25	2
Ille-et-Vilaine (35)	34,47	72,10	6	57,33	6
Côtes-d'Armor (22)	33,83	79,48	3	60,63	5
Finistère (29)	32,10	74,66	4	61,88	4
Guyane (973)	31,14	69,71	7	66,28	3
Mayenne (53)	30,14	73,21	5	54,86	8
Meurthe-et-Moselle (54)	28,17	28,98	13	56,76	7
Corse-du-Sud (2A)	23,32	24,39	19	31,88	13
Martinique (972)	22,27	26,12	16	45,87	9
Guadeloupe (971)	21,51	24,72	18	43,21	10
Haute-Corse (2B)	19,30	22,59	23	28,57	16
Paris (75)	18,40	17,04	30	19,74	30
Gers (32)	16,73	34,92	8	32,95	11
Charente (16)	16,73	19,25	27	18,78	33
Charente-Maritime (17)	16,11	12,70	45	17,77	36
Maine-et-Loire (49)	15,83	23,26	22	20,95	28
Orne (61)	15,82	19,08	29	21,00	27
Gironde (33)	15,53	14,94	37	14,94	43
Val-de-Marne (94)	15,53	29,77	11	32,16	12
Lot (46)	15,46	19,20	28	19,62	31
Tarn-et-Garonne (82)	15,43	25,08	17	29,19	15
Saône-et-Loire (71)	15,11	20,67	26	24,68	20
Sarthe (72)	14,86	21,60	24	23,91	22
La Réunion (974)	14,79	13,80	39	24,45	21
Lot-et-Garonne (47)	14,76	23,82	21	25,66	19
Deux-Sèvres (79)	14,22	29,08	12	23,42	23
Loire-Atlantique (44)	14,16	27,74	14	23,30	24
Seine-Saint-Denis (93)	14,04	33,69	9	30,53	14
Haute-Vienne (87)	13,72	27,01	15	26,48	18
Jura (39)	13,34	13,24	42	15,80	41
Haute-Garonne (31)	13,12	24,34	20	27,54	17
Moselle (57)	12,98	12,37	47	12,45	49
Bouches du Rhône (13)	12,73	10,88	52	23,06	25
Essonne (91)	12,48	16,62	31	17,00	39

Départements	Méthode 1	Méthode 3		Méthode 2	
	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Rang	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Rang
Vienne (86)	12,38	14,29	38	12,50	48
Cher (18)	12,31	16,26	34	20,06	29
Var (83)	12,25	13,19	43	17,34	37
Val-d'Oise (95)	11,97	31,55	10	18,60	34
Yonne (89)	11,70	11,50	49	13,47	46
Tarn (81)	11,69	15,54	36	22,91	26
Haute-Loire (43)	11,47	16,56	32	19,08	32
Loiret (45)	11,09	10,71	53	10,71	54
Ain (01)	11,08	3,39	92	3,39	93
Landes (40)	11,08	10,41	54	10,41	56
Aisne (02)	10,96	10,39	55	10,39	57
Manche (50)	10,81	20,98	25	16,58	40
Yvelines (78)	10,79	10,16	57	10,16	58
Doubs (25)	10,62	12,99	44	17,98	35
Allier (03)	10,52	11,42	50	11,67	50
Indre (36)	10,38	8,81	62	8,74	66
Eure (27)	9,80	9,42	59	9,42	61
Calvados (14)	9,69	11,50	48	11,16	53
Aude (11)	9,67	12,60	46	13,86	45
Eure-et-Loir (28)	9,65	11,06	51	9,59	60
Indre et Loire (37)	9,64	9,64	58	9,64	59
Creuse (23)	9,36	15,55	35	13,17	47
Oise (60)	9,25	9,02	60	9,02	65
Nord (59)	9,02	8,69	63	9,11	63
Seine-Maritime (76)	8,96	8,31	65	8,31	68
Aveyron (12)	8,90	13,63	40	17,05	38
Corrèze (19)	8,80	16,40	33	15,46	42
Rhône (69)	8,76	8,84	61	9,06	64
Loire (42)	8,42	13,25	41	14,73	44
Seine-et-Marne (77)	8,16	8,24	67	10,67	55
Alpes Maritimes (06)	7,76	8,47	64	11,48	52
Aube (10)	7,51	6,71	71	6,71	71
Pyrénées-Atlantiques (64)	7,49	10,32	56	11,54	51
Pas-de-Calais (62)	7,18	6,78	70	6,97	69
Loir-et-Cher (41)	7,06	6,92	69	6,92	70
Nièvre (58)	6,92	6,09	73	6,52	73
Dordogne (24)	6,66	7,93	68	8,67	67
Haute-Marne (52)	6,65	6,04	74	6,13	77
Marne (51)	6,62	4,15	83	4,15	87
Territoire de Belfort (90)	6,58	6,46	72	6,46	75
Pyrénées-Orientales (66)	6,31	5,93	75	6,61	72
Lozère (48)	6,08	8,30	66	9,14	62
Vaucluse (84)	5,69	5,71	77	6,05	78

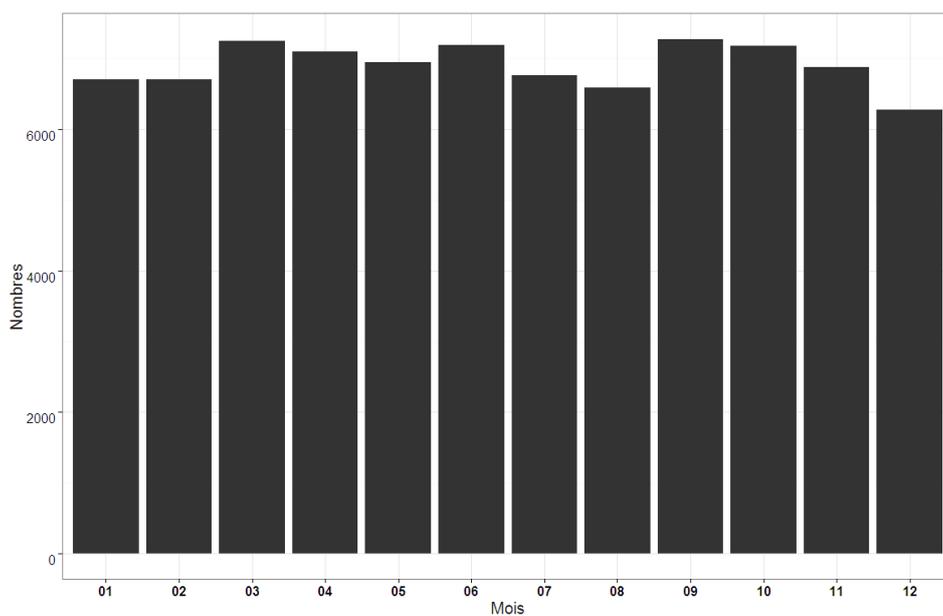
Départements	Méthode 1	Méthode 3		Méthode 2	
	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Rang	Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Rang
Ardennes (08)	5,30	5,80	76	6,01	79
Hérault (34)	5,22	5,30	79	5,52	80
Alpes-de-Haute-Provence (04)	4,85	5,64	78	6,51	74
Côte-d'Or (21)	4,72	4,14	84	4,68	84
Haute-Saône (70)	4,71	2,29	95	2,29	95
Vosges (88)	4,53	4,19	82	4,19	85
Gard (30)	4,39	4,48	81	4,93	82
Hautes-Pyrénées (65)	4,37	3,96	86	4,15	86
Ariège (09)	4,12	5,03	80	6,40	76
Bas-Rhin (67)	4,06	3,96	85	3,96	89
Somme (80)	3,86	3,40	91	3,40	92
Haut-Rhin (68)	3,85	3,73	88	4,03	88
Ardèche (07)	3,85	3,75	87	4,68	83
Haute-Savoie (74)	3,74	3,71	89	5,23	81
Hauts-de-Seine (92)	3,62	3,62	90	3,62	90
Drôme (26)	3,30	3,19	93	3,19	94
Meuse (55)	2,77	0,18	100	0,18	100
Cantal (15)	2,62	2,91	94	3,44	91
Hautes-Alpes (05)	2,46	2,10	96	2,11	96
Puy-de-Dôme (63)	2,30	2,05	97	2,06	97
Isère (38)	1,94	0,91	99	0,92	99
Savoie (73)	1,81	1,25	98	1,43	98

Annexe 4 / Saisonnalité de l'échantillonnage et des concentrations en COT dans les eaux issues de ressources de surface

Eau traitée

I TABLEAU A4.1 I

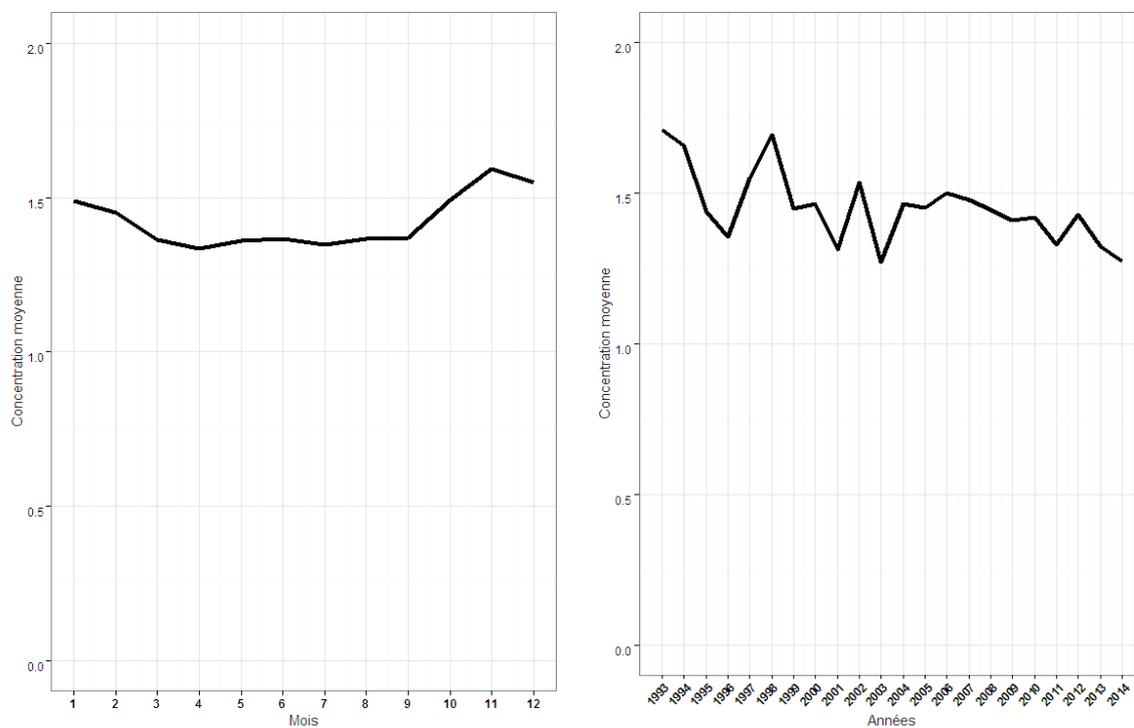
Répartition de l'effort d'échantillonnage pour analyse de COT au cours de l'année
(nombre de prélèvements mensuels)



Source : SISE-Eaux – 1993-2014

I TABLEAU A4.2 I

Concentrations moyennes basses des COT (Mg.L⁻¹), par mois et par années sur l'eau traitée

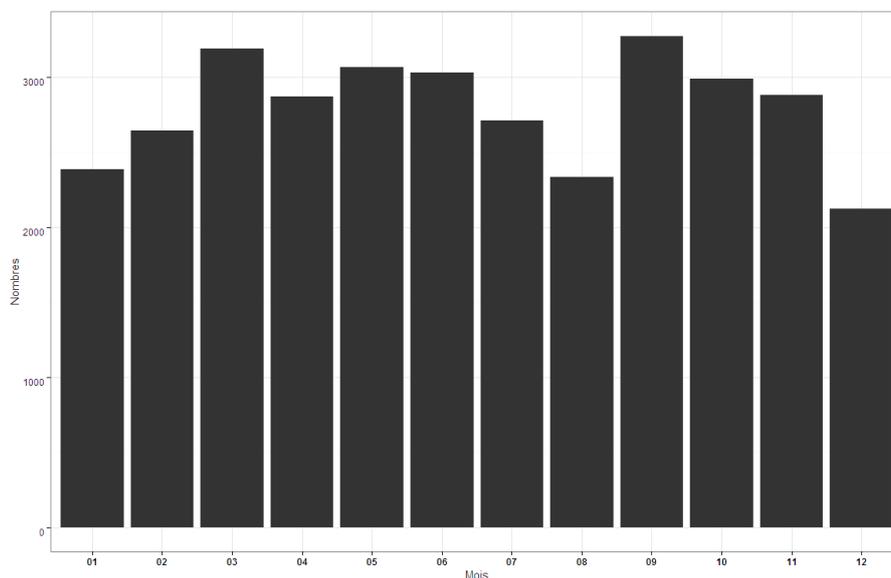


Source : SISE-Eaux – 1993-2014

Eau brute

I TABLEAU A4.3 I

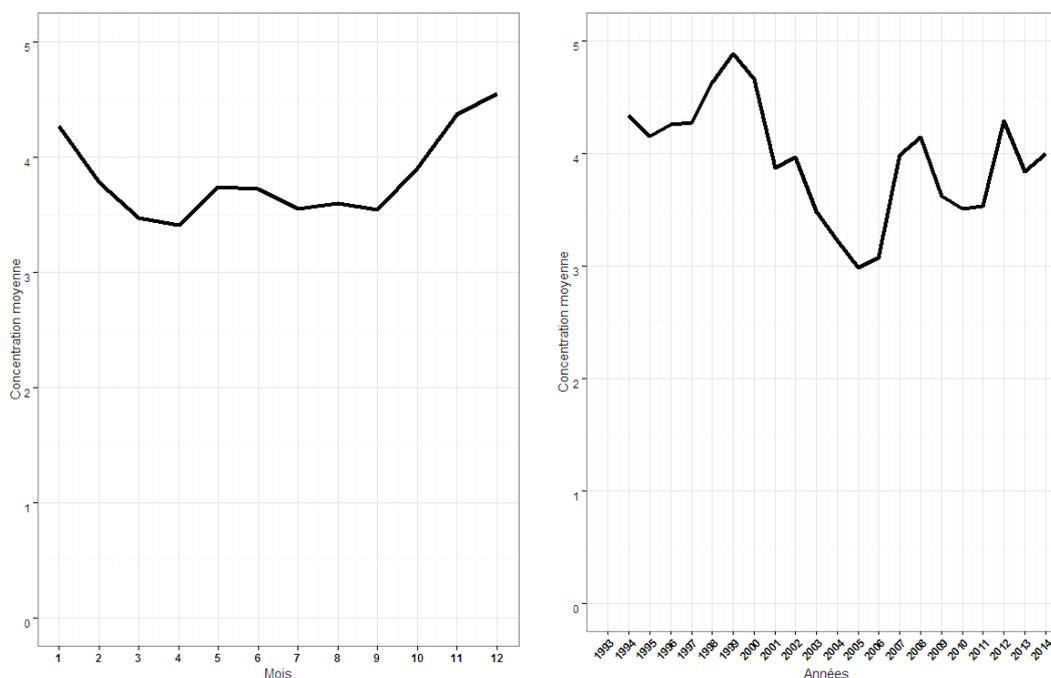
Répartition de l'effort d'échantillonnage pour analyse de COT au cours de l'année
(nombre de prélèvements mensuels)



Source : SISE-Eaux – 1993-2014

I TABLEAU A4.4 I

Concentrations moyennes basses des COT (Mg.L^{-1}), par mois et par années
sur l'eau brute



Source : SISE-Eaux – 1993-2014

Citation suggérée : *Évaluation quantitative de l'impact sanitaire des sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France*. Saint-Maurice : Santé publique France, 2017. 44 p.
Disponible à partir de l'URL : www.santepubliquefrance.fr

ISSN : EN COURS / ISBN-NET : 979-10-289-0311-4 / RÉALISÉ PAR LA DIRECTION
DE LA COMMUNICATION, SANTÉ PUBLIQUE FRANCE / DÉPÔT LÉGAL : JUIN 2017