

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Impacts du traitement des eaux destinées à la consommation humaine par des orthophosphates pour limiter la dissolution du plomb

Avis de l'Anses

Rapport d'expertise collective

Octobre 2017

Édition scientifique

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Impacts du traitement des eaux destinées à la consommation humaine par des orthophosphates pour limiter la dissolution du plomb

Avis de l'Anses

Rapport d'expertise collective

Octobre 2017

Édition scientifique

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 3 octobre 2017

AVIS **de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,** **de l'environnement et du travail**

relatif au traitement des eaux destinées à la consommation humaine par des orthophosphates pour limiter la dissolution du plomb

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L. 1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont publiés sur son site internet.

L'Anses a été saisie le 22 avril 2015 par la Direction générale de la santé (DGS) pour la réalisation de l'expertise suivante : Demande d'avis relatif au traitement des eaux destinées à la consommation humaine par des orthophosphates.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

1.1 Contexte

Conformément à la directive européenne 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), la limite de qualité (LQ) pour le paramètre plomb (Pb) dans les EDCH a été abaissée de 50 à 25 µg/L en décembre 2003, puis de 25 à 10 µg/L en décembre 2013.

Afin de respecter ces LQ et de limiter l'exposition de la population au Pb par voie orale, plusieurs solutions ont été envisagées :

- Le remplacement des canalisations constituées de Pb assurant le branchement des bâtis aux réseaux publics ou constituant tout ou partie des réseaux intérieurs du domaine privatif. Cependant, aucun recensement précis et récent ne permet d'évaluer le résultat des actions visant à supprimer les branchements publics et canalisations intérieures.
- Des traitements (ou mesures correctives) modifiant la qualité des EDCH afin de réduire la dissolution du Pb dans le réseau de distribution, à partir des canalisations et accessoires. La circulaire DGS/SD7A/2004/557 du 25 novembre 2004 définit des mesures qui, visent à respecter la LQ de 25 µg/L.

Cependant, la circulaire précise, sur la base des avis respectifs du Conseil Supérieur d'Hygiène de France (CSHPF) du 9 décembre 2003 complété le 9 novembre 2004 et de l'Agence française de

sécurité sanitaire des aliments (Afssa) du 10 décembre 2003, que seule la suppression des canalisations en Pb servant de branchements aux réseaux publics et celles des réseaux intérieurs, peut permettre de respecter la LQ pour le paramètre plomb fixée à 10 µg/L à partir de fin 2013.

Cette circulaire indique que la mise en place d'un traitement filmogène basé sur l'ajout d'acide phosphorique ou d'orthophosphates (OP) peut être envisagée pour les eaux moyennement et fortement minéralisées, présentant un pH d'équilibre inférieur à 7,5, afin de former une couche protectrice sur les parois internes des canalisations.

Entre 2003 et 2013, dix usines de production d'EDCH en Île-de-France, ont mis en œuvre un traitement par des OP après l'obtention d'autorisations préfectorales. Les usines du Syndicat des Eaux d'Île-de-France (SEDIF) dont l'exploitation est confiée à la société Veolia d'Île-de-France, ainsi que celle de Boissise-la-Bertrand (77) gérée par la société Véolia Eau, ont cessé d'appliquer ce traitement à partir du 25 décembre 2013, date à laquelle la LQ pour le paramètre Pb a été abaissée à 10 µg/L. Le traitement a été poursuivi par l'établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC) Eau de Paris après cette date.

En 2012, la Direction générale de la santé (DGS) a saisi le Haut Conseil de santé publique (HCSP) pour réaliser une analyse et une évaluation de l'efficacité des actions engagées pour respecter la limite de qualité (LQ) de 10 µg/L. Compte tenu notamment des difficultés relatives au remplacement des branchements et canalisations en Pb dans le domaine privé, le HCSP a considéré, dans son avis daté de mai 2013, « *qu'il serait utile de revoir le calendrier proposé dans la circulaire n° 2004-557 DGS/SD7A* » précitée.

Par ailleurs, à la demande du ministère de l'écologie, le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD) a publié un rapport en 2013, dans lequel il préconise, au regard des données recueillies, que « *l'Anses prenne position sur l'intérêt de prolonger le traitement de l'EDCH aux orthophosphates et sur la généralisation éventuelle de ce type de traitement à d'autres unités de distribution* ».

1.2 Objet de la saisine

La Direction générale de la santé (DGS) a saisi l'Anses le 20 avril 2015 afin de déterminer « *l'intérêt à maintenir le traitement aux orthophosphates, au regard :*

- *des conséquences de l'arrêt du traitement aux orthophosphates en termes de qualité d'eau distribuée,*
- *des risques liés à l'arrêt du traitement, notamment en termes de déstabilisation de l'écologie microbienne dans les réseaux ;*
- *et, en cas d'intérêt à maintenir ce traitement, sur les conditions d'encadrement à prévoir ».*

Au regard de l'enjeu de santé publique de l'exposition humaine au plomb, l'analyse de la saisine a conduit à formuler différentes questions, que l'expertise s'est attachée à traiter :

- Quel est l'état de la contamination des EDCH par le plomb en France et notamment les situations en termes de dépassements de la LQ fixée à 10 µg/L ?
- Quelles sont les situations d'exposition et quels sont les déterminants de l'exposition de la population (géographie, caractéristiques socio-économiques, habitations, habitudes de consommation d'EDCH...) ?
- Quels sont les moyens mobilisés, au niveau national et international, pour limiter la présence de plomb dans l'EDCH, en considérant les niveaux de responsabilité juridique des acteurs concernés ?

- En prenant en compte l'avancement du remplacement des branchements publics en plomb ainsi que la présence de canalisations en plomb dans le domaine privé, quel est l'impact de l'application du traitement des EDCH par des orthophosphates sur :
 - la concentration en plomb au robinet et l'exposition des populations ?
 - l'ensemble des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau distribuée ?
 - l'écologie microbienne des réseaux de distribution et notamment les biofilms ?
 - l'environnement (en particulier boues et rejets des stations de traitement des eaux usées), au regard notamment des dispositions réglementaires actuelles visant à restreindre l'utilisation du phosphore et de ses dérivés ?
- Quelles sont les conséquences de l'arrêt du traitement sur :
 - la concentration en plomb dans l'eau au robinet du consommateur et l'exposition des populations ?
 - les paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau distribuée ?
 - l'écologie microbienne dans les réseaux de distribution ?
- Une analyse économique, de type coût-efficacité ou coût-bénéfice, peut-elle être conduite pour discriminer différentes modalités de gestion des expositions au plomb hydrique ?

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'Anses a confié au groupe de travail (GT) « Traitement des EDCH par des orthophosphates », rattaché au comité d'experts spécialisé (CES) « Eaux », l'instruction de cette saisine. Le GT a produit un rapport d'expertise intitulé « *Impacts du traitement des eaux destinées à la consommation humaine par des orthophosphates pour limiter la dissolution du plomb* ».

Les travaux d'expertise du GT ont été soumis au CES « Eaux » tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 4 octobre 2016 et le 8 juin 2017. Ils ont été adoptés par le CES le 4 juillet 2017. Le rapport produit par le GT tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires.

Le GT s'est notamment appuyé sur les rapports relatifs à l'exposition au Pb des acteurs institutionnels ainsi que sur le corpus documentaire utilisé par l'Afssa dans le cadre de ses travaux relatifs à la mise en œuvre du traitement aux orthophosphates en région parisienne au début des années 2000. Une recherche bibliographique en français et en anglais a également été réalisée via les moteurs de recherche internet et la base de données Scopus en utilisant les mots clés « lead », « drinking water », « orthophosphates » ou « phosphates », « corrosion » pour la période 2000-2016. D'autres références ont été ajoutées à la liste bibliographique au cours des travaux.

Le GT a également travaillé à partir des retours d'expérience en France et à l'étranger concernant les mesures prises pour limiter la dissolution du Pb dans les EDCH et en particulier l'utilisation d'OP. Ainsi, le GT a auditionné des représentants :

- de Eau de Paris,

- du SEDIF,
- de la société Veolia Eau,
- du Syndicat Intercommunal d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP).

Des informations ont par ailleurs été collectées auprès des membres du réseau européen informel en charge de l'élaboration de réglementations sur l'EDCH de pays membres de l'Union européenne « *European Network of Drinking Water Regulator* » - ENDWARE (groupe) et de l'agence de l'environnement nord américaine (US-EPA) par le biais d'un questionnaire élaboré par le GT.

Des informations ont également été transmises par l'Agence régionale de santé d'Île-de-France et la Fédération nationale des collectivités concédantes et régies (FNCCR).

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet du ministère en charge des solidarités et de la santé (<https://dpi.sante.gouv.fr>).

Les membres du CES « Eaux » identifiés comme présentant un risque de conflits d'intérêts n'ont pas assisté aux présentations des travaux ni participé aux débats en séance.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES

3.1. Contamination des EDCH par le plomb

La présence de Pb dans l'EDCH est essentiellement liée au contact de l'eau avec les conduites d'alimentation en EDCH dans les bâtis et leurs accessoires contenant du Pb.

En France, ce métal a été utilisé couramment jusque dans les années 1960, puis de manière marginale jusqu'en 1995, pour la pose de branchements permettant de connecter le réseau privé au réseau public de distribution d'eau. Il en est de même pour les réseaux intérieurs du domaine privatif des bâtis avec une raréfaction à partir des années 1950. La pose de canalisations en Pb dans les installations de distribution d'EDCH a été interdite par le décret n° 95-363 du 5 avril 1995¹.

Les quantités de Pb libérées dans l'EDCH dépendent particulièrement du pH, de la température, de la dureté et de l'alcalinité de l'eau, de la présence de complexants mais également des caractéristiques du réseau et de la nature des biofilms. Les relargages sont plus importants lorsque le linéaire de canalisation en plomb est élevé et dans les cas de phénomènes de corrosion galvanique qui interviennent lorsqu'une conduite en Pb est en contact avec un autre métal dont le potentiel électrochimique est différent.

Outre les caractéristiques physico-chimiques de l'eau distribuée et la nature du réseau, l'ancienneté du bâti, la zone géographique du bâti, les habitudes de consommation de l'eau font partie des facteurs prédictifs d'exposition de la population par ingestion. L'ensemble de ces facteurs sont connus depuis les années 1990.

Dans l'objectif de réduire les risques d'exposition de la population à des teneurs en Pb excédant la LQ, de vastes programmes de remplacement des branchements en Pb ont été menés en France

¹ Décret n° 95-363 du 5 avril 1995 modifiant le décret no 89-3 du 3 janvier 1989 modifié relatif aux EDCH, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

depuis le début des années 2000 par des personnes responsables de la production et de la distribution de l'eau (PRPDE). Le remplacement des canalisations en Pb dans les parties privatives relève de la responsabilité des propriétaires des bâtis. Il subsiste encore des canalisations en Pb dans des réseaux intérieurs voire dans les réseaux publics, sans qu'un recensement précis et récent permette d'évaluer la situation. Par ailleurs, des aides existent auprès de l'Agence nationale d'amélioration de l'habitat (ANAH) pour la rénovation des bâtiments. Aucune campagne nationale d'incitation d'ampleur visant à remplacer les canalisations intérieures n'a été réalisée.

En France, le Nord, le Centre-Est et le Massif Central sont les zones géographiques où la proportion d'unités de distribution (UDI) ayant un potentiel de dissolution du Pb, déterminé à partir de mesures du pH élevé ou très élevé, étaient considérés comme les plus importantes en 2006 (DGS, 2006).

L'étude Plomb-Habitat (Lucas *et al.*, 2012) a estimé par modélisation qu'environ 2,9 % des logements en France étaient alimentés par une EDCH présentant une concentration en Pb supérieure à la LQ fixée à 10 µg/L.

Le programme d'analyse du contrôle sanitaire des EDCH prévoit un dosage de la concentration en Pb au niveau des ressources en eau superficielles et souterraines (RS et RP) et aux points d'usage (robinets) (programme d'analyse complémentaire D2), conformément à l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié. Dans le cadre du contrôle sanitaire, le nombre d'analyses annuelles dépend de la taille de l'UDI et la méthode de prélèvement utilisée est celle du « prélèvement aléatoire », conformément à l'arrêté du 31 décembre 2003². Elle consiste à prélever un litre d'eau soutiré aux robinets normalement utilisés pour la consommation humaine, au cours de la journée, en une seule fois et sans réalisation de purges préalables des installations de distribution et de prélèvement d'eau.

À la demande du GT, une extraction de la base de données SISE-Eaux³ a été réalisée par le Pôle d'Administration des données sur l'eau du ministère chargé de la santé (PADSE) afin d'obtenir les résultats d'analyse pour le paramètre Pb au sein des UDI en France métropolitaine et dans les départements et régions d'outre-mer, au cours de la période 2000-2015.

Des erreurs ayant été détectées dans la requête d'extraction des données au cours des travaux et au regard du délai contraint, une deuxième extraction a été réalisée uniquement pour l'année 2015.

L'exploitation de ces données selon une méthodologie mise en place par le GT, permet de constater, pour l'année 2015 que, au sein des UDI :

- 59 % des échantillons présentaient une concentration en Pb inférieure à la limite de quantification des laboratoires agréés (limite de quantification maximale autorisée de 5 µg/L) ;
- le taux de non-conformités au niveau national était de 3,9 %.
- 14 départements ne présentaient aucune non-conformité.

Les résultats obtenus par département sont présentés sur la figure 1. Le GT note une grande diversité des situations selon les départements.

² Arrêté du 31 décembre 2003 relatif aux conditions d'échantillonnage à mettre en œuvre pour mesurer le plomb, le cuivre et le nickel dans les EDCH pris en application de l'article R. 1321-20 du CSP.

³ Système d'information en Santé-Environnement sur les Eaux. La base de données compile les résultats du contrôle sanitaire.

Toutefois, ces résultats sont à interpréter avec prudence compte tenu des limites associées aux données. Le GT considère en effet que les données disponibles à partir du contrôle sanitaire ne permettent pas d'obtenir une description précise et exhaustive de l'état de la contamination des EDCH par le Pb en France ni de son évolution entre 2000 et 2015 car :

- L'ampleur de la contamination par certains métaux comme le Pb dans les EDCH est à la fois liée aux caractéristiques chimiques de l'eau distribuée dans l'UDI et à celles de la structure et des matériaux du réseau du site de prélèvement (linéaire de canalisation en Pb, nombre de soudures plomb/étain, présence de phénomènes de couplages galvaniques...). Il existe des bâtis significativement plus contaminés et non représentatifs de la situation globale de l'UDI correspondante. En conséquence, les résultats d'analyses ne peuvent refléter l'exposition de l'ensemble de la population desservie au sein de l'UDI.
- Les critères établissant le choix des sites de prélèvement et définis par les Agences régionales de santé (ARS) pour l'analyse du Pb dans le cadre du contrôle sanitaire ne sont pas connus du GT. Toutefois, les prélèvements semblent assez souvent réalisés dans des bâtiments publics (mairies, crèches, écoles), vraisemblablement en raison de leur facilité d'accès en journée. Ces bâtiments recevant du public peuvent avoir été préférentiellement rénovés avec remplacement des canalisations en Pb par rapport à des lieux privés et ne sont donc pas représentatifs de l'ensemble des logements. Ces éléments ne sont pas renseignés dans la base de données.
- Concernant l'étude des évolutions temporelles :
 - Les prélèvements ne sont pas systématiquement réalisés aux mêmes points d'usage ce qui introduit un facteur de variabilité supplémentaire.
 - Des évolutions ont eu lieu concernant aussi bien le remplacement et la réhabilitation des branchements en plomb que la qualité chimique des EDCH produites suite à des modifications de traitements au sein des filières de potabilisation. Ces informations ne sont pas associées aux résultats d'analyse de la concentration en Pb dans la base de données.

Avis de l'Anses Saisine n° 2015-SA-0094

Saisines liées n° 2001-SA-0218, 2003-SA-0042, 2003-SA-0096, 2003-SA-0314, 2003-SA-0378

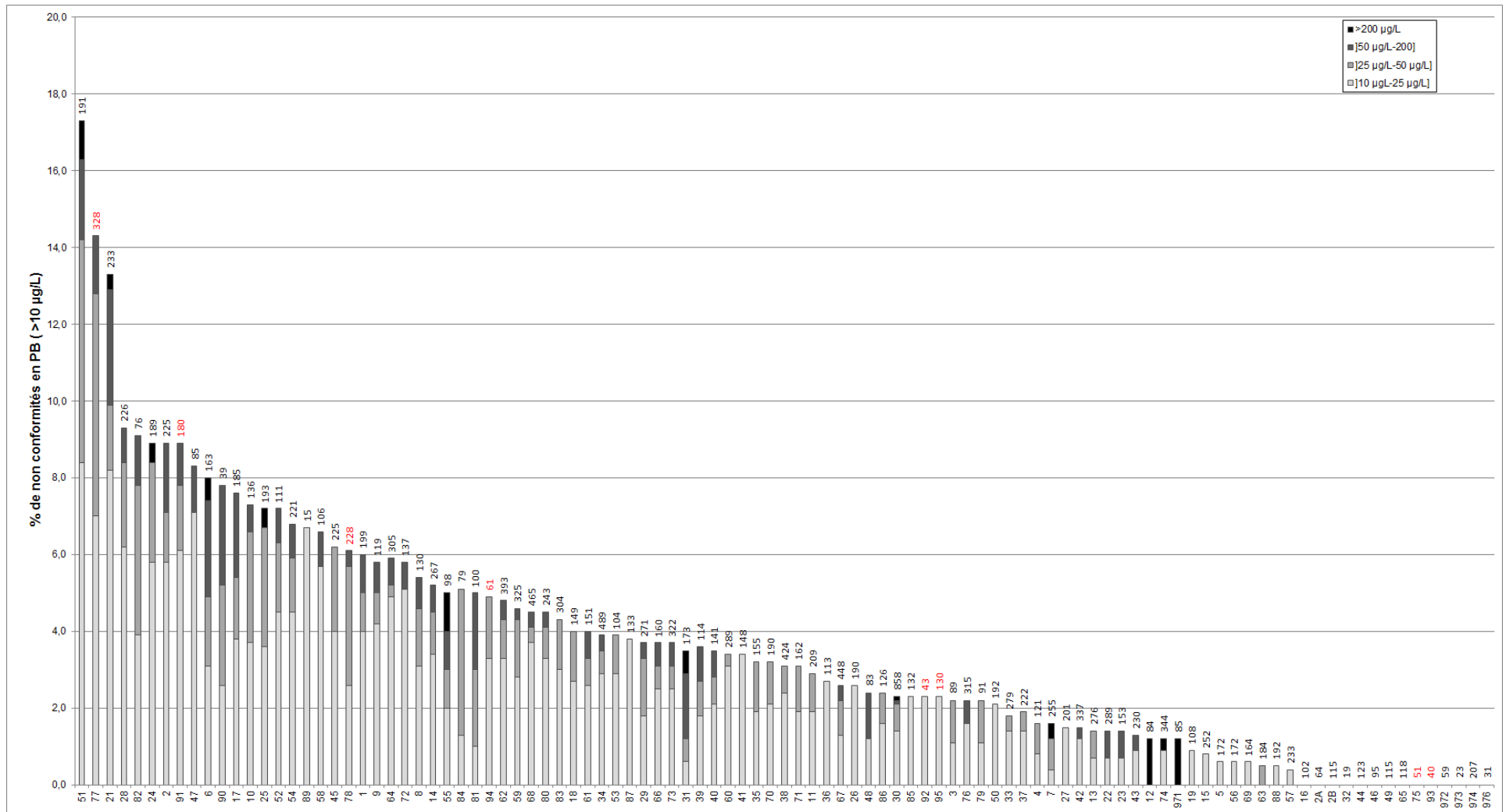


Figure 1 : Pourcentage d'analyses non conformes (>10 µg/L) pour le paramètre plomb dans les EDCH par classes de concentrations et par département en France en 2015 (Le nombre total d'analyses pour le paramètre plomb par département est indiqué en haut de chaque histogramme).

Source : Base SISE-Eaux - Ministère chargé de la santé - ARS. Traitement des données Anses

3.2. Effets sanitaires et exposition au plomb

Chez l'Homme, les effets néfastes du plomb pour la santé sont corrélés au niveau d'imprégnation, et par conséquent à la plombémie (concentration en Pb dans le sang). Les signes cliniques sont parfois peu spécifiques et inconstants. Le saturnisme est plus fréquent et grave chez le jeune enfant.

Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé en 2006 les composés inorganiques du Pb dans la catégorie des agents probablement cancérigènes pour l'Homme (groupe 2A).

Les principaux organes ou systèmes cibles du Pb, sont le système cardiovasculaire avec un effet sur la pression artérielle, le système rénal, le système nerveux central (principalement chez l'enfant), le système reproducteur et le développement staturo-pondéral de l'enfant.

En 2010, en considérant l'étude de Lanphear *et al.* (2005), l'agence européenne de sécurité alimentaire (EFSA) a établi une plombémie critique de 12 µg Pb/L associée à une baisse d'un point de Quotient Intellectuel (QI) dans la population considérée (EFSA, 2010). L'Anses a également estimé qu'une plombémie basée sur les effets rénaux chez l'adulte, considérés comme effets critiques, protégerait la population entière (y compris les enfants) contre l'ensemble des effets néfastes du Pb identifiés à ce jour. Une plombémie critique de 15 µg Pb/L a alors été proposée par l'Anses, cette valeur étant « associée à une augmentation de 10 % de la prévalence de la maladie rénale chronique ». Celle-ci avait été considérée « comme protectrice vis-à-vis des effets sur le système nerveux central chez les enfants », qui constituent la population la plus sensible. Néanmoins, l'état actuel des connaissances conduit à considérer le Pb comme un contaminant toxique à effet sans seuil (US EPA, 2013 ; HCSP, 2014).

La contribution de l'EDCH à l'exposition au Pb a été estimée entre 2 % et environ 40 %, selon les études françaises identifiées par le GT et ayant porté sur différentes tranches d'âge. Des relations positives ont été constatées entre la concentration en Pb dans l'EDCH et la plombémie chez des enfants.

En France, le saturnisme infantile fait partie des maladies à déclaration obligatoire auprès des autorités sanitaires. Suite aux recommandations du HCSP (2014), la valeur de la plombémie associée au saturnisme a été abaissée de 100 µg Pb/L à 50 µg Pb/L en 2015 (arrêté du 8 juin 2015⁴). D'après les données transmises par Santé Publique France en 2017 à la demande du GT, le nombre de cas déclarés a globalement diminué ces dernières années : 1395 cas déclarés en 2000 contre 299 en 2014 (les cas étant associés à la plombémie de 100 µg/L).

Lorsque la concentration moyenne en Pb dépasse 20 µg/L dans l'EDCH, le HCSP estime que 5 % des enfants qui y sont exposés risquent de présenter une plombémie dépassant le « seuil d'intervention rapide » défini par une plombémie de 50 µg/L (HCSP, 2014).

Au Canada, une concentration maximale acceptable en Pb de 5 µg/L dans l'eau de consommation prélevée au robinet a récemment été proposée (Santé Canada, 2017⁵).

⁴ Arrêté du 8 juin 2015 modifiant le modèle de la fiche de notification figurant à l'annexe 27 de l'arrêté du 22 août 2011 relatif à la notification obligatoire des maladies infectieuses et autres maladies mentionnées à l'article D. 3113-7 du code de la santé publique.

⁵ D'après le document en consultation publique jusqu'au 15 mars 2017.

3.3. Mise en œuvre du traitement des EDCH par des orthophosphates

Dans la nature, le phosphore (P) est généralement présent sous forme de phosphates.

Les orthophosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), qui sont des sels dérivés de l'acide phosphorique (H_3PO_4), sont utilisés dans diverses applications (engrais, produits lessiviels, additifs alimentaires) et notamment comme inhibiteurs de corrosion.

L'ajout d'orthophosphates (OP) dans l'eau permet de constituer des complexes stables (pyromorphite, $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3$) avec les métaux relargués par les conduites métalliques qui diminuent l'accès à la surface métallique de l'oxygène de la solution, conduisant ainsi à la formation d'une couche protectrice à la surface de la paroi interne de la conduite, qui inhibe ou ralentit la vitesse de corrosion.

La modélisation, en utilisant le programme Visual MInteq (Gustafsson, 2012), montre que pour une solution contenant 25 $\mu\text{g/L}$ de $\text{Pb}(\text{II})$, 1 mg/L d'OP et en équilibre avec l'atmosphère ($\text{pCO}_2=380$ ppm), la précipitation d'hydroxypyromorphite ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$) permet en théorie, à l'équilibre thermodynamique, de diminuer la concentration de $\text{Pb}(\text{II})$ en solution sous les 10 $\mu\text{g/L}$ dès pH 7.

En France, comme le précise la circulaire DGS/SD7A/2004/557 du 25 novembre 2004 relative aux mesures correctives à mettre en œuvre par la PRPDE pour réduire la dissolution du Pb dans l'EDCH, la mise en place d'un traitement filmogène peut être autorisée lorsque les conditions suivantes sont réunies :

- l'eau est moyennement minéralisée ($8^\circ\text{f} \leq \text{TAC} < 30^\circ\text{f}$; $8^\circ\text{f} \leq \text{TH} < 30^\circ\text{f}$; $\text{pH} < 7,5$ ou $\text{pH} < \text{pHeq}$) ou fortement minéralisée (dure) ($\text{TH} \geq 30^\circ\text{f}$ et/ou $\text{TAC} \geq 30^\circ\text{f}$, quel que soit le pH),
- l'eau est préalablement mise à l'équilibre calco-carbonique,
- le pH d'équilibre est inférieur à 7,5,
- dans la zone de distribution considérée, plus de 10 % des réseaux de distribution comprennent des canalisations en plomb sur une longueur supérieure à 10 mètres. La circulaire souligne qu'en « l'absence d'information précise sur la nature des réseaux intérieurs de distribution, cette condition s'applique uniquement pour les branchements publics. L'estimation du nombre d'habitations construites avant 1955 [cf. circulaire DGS/SD 7 A n° 45 du 5 février 2004 (partie I.1)] permettra éventuellement d'apprécier le niveau de présence de Pb dans les réseaux intérieurs mais ne devra pas constituer le critère principal d'appréciation en raison de la possible surestimation de cette présence ».

Sous réserve qu'ils respectent les critères de pureté définis dans les normes, les inhibiteurs de corrosion pouvant être utilisés sont :

- les dihydrogénophosphates de sodium (NF EN 1198),
- les phosphates trisodiques (NF EN 1200),
- les dihydrogénophosphates de potassium (NF EN 1201),
- les hydrogénophosphates de potassium (NF EN 1202),
- les phosphates tripotassiques (NF EN 1203),
- l'acide phosphorique (NF EN 974).

La circulaire précitée prévoit que le taux de traitement soit initialement limité à 2 mg/L de PO_4^{3-} en injection continue dans l'eau lors de la phase de constitution de la couche protectrice (jusqu'à 6 mois), puis à 1 mg/L de PO_4^{3-} (soit 0,3 mg/L de P).

Le traitement est réalisé en injectant l'inhibiteur de corrosion en solution dans l'eau en fin de filière de potabilisation avant mise en distribution.

Sur la base notamment des avis de l'Afssa⁶ et du CSHPF rendus entre 2002 et 2007, depuis 2003, dix usines de production d'EDCH en Île-de-France ont bénéficié d'autorisations préfectorales pour la mise en œuvre d'un traitement par des OP.

Ainsi, un traitement filmogène destiné à limiter les relargages de métaux à partir des canalisations, basé sur l'ajout d'acide phosphorique dans les EDCH a été mis en place en Île-de-France :

- par Eau de Paris, à partir de novembre 2003,
- par le SEDIF début 2004 dans les usines de Choisy-le-Roi et Neuilly-sur-Marne puis en 2008 dans l'usine d'Arvigny,
- par la société Veolia Eau durant l'été 2008 dans l'usine de Boissise-la-Bertrand.

Pendant les premiers mois, le traitement a été appliqué à une concentration de 2 mg/L puis de 1 mg/L PO₄³⁻. Celui-ci a été interrompu fin décembre 2013 par le SEDIF et Veolia Eau, mais était toujours appliqué par Eau de Paris.

Ce traitement a également été mis en œuvre pour limiter la dissolution du Pb dans l'EDCH au Royaume-Uni et aux USA depuis les années 1990, au Canada, et plus récemment en Irlande. Ce traitement est également utilisé en Belgique ou en République Tchèque, en vue de limiter la corrosion du fer. Les concentrations appliquées varient selon les pays entre 0,5 et 6 mg/L environ de PO₄³⁻.

Le GT a également été informé en mai 2017 que l'eau alimentant la commune de Figeac (46) est traitée aux orthophosphates de zinc depuis 1994 pour limiter les phénomènes de corrosion, en particulier du Pb.

3.4. Bilan du traitement des EDCH par des orthophosphates

▪ Impact sur la concentration en plomb

Les données issues de la littérature, des essais sur réseaux expérimentaux et des cas d'application du traitement des EDCH par des OP sur des réseaux franciliens permettent de conclure globalement à une réduction des relargages de métaux dans les EDCH à partir des contacts avec les matériaux. Ces conclusions avaient déjà été présentées au CSHPF et à l'Afssa en 2006 à l'issue des périodes d'essais autorisées sur ces réseaux.

Les résultats des études réalisées en France et mises à disposition du GT montrent qu'après ajout de 1 mg/L en PO₄³⁻, une réduction moyenne de la concentration en Pb de l'ordre de 60 % peut être observée dans une UDI, sans pour autant que la LQ de 10 µg/L soit systématiquement respectée aux robinets des consommateurs en raison de particularités dans certaines constructions. Ces

⁶ Avis de l'Afssa du 27 mars 2002 relatif au programme d'études proposé par la Société Anonyme de Gestion des Eaux de la Ville de Paris (SAGEP) dans le cadre de la mise en place d'un traitement à l'acide orthophosphorique des EDCH.

Avis de l'Afssa du 10 décembre 2003 relatif au suivi de la mise en œuvre des traitements aux orthophosphates des eaux de distribution en région parisienne en vue de diminuer la concentration en Pb dans l'EDCH, révisé par l'avis du 15 février 2007.

Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif au traitement à l'acide orthophosphorique des EDCH produites par les usines de Choisy-le-Roi, Méry-sur-Oise et Neuilly-sur-Marne.

Avis de l'Afssa du 25 août 2004 sur l'étude de qualité des eaux résiduaires et des boues dans le cadre de la mise en place d'un traitement aux orthophosphates.

résultats sont relativement peu précis au regard des protocoles réalisés au début des années 2000.

Depuis lors, les données ne sont pas suffisantes ou assez robustes au regard des raisons déjà évoquées ci-avant (paragraphe 3.1), pour fournir une information fiable de l'efficacité du traitement aux OP pour garantir la LQ fixée à 10 µg/L en Pb en tout point d'usage.

En effet, les taux de réduction varient selon les études disponibles, les concentrations en Pb mesurées dépendant notamment de la qualité de l'eau (pH, TH et TAC par exemple), des modalités de prélèvements (avec ou sans stagnation) et des matériaux présents dans le réseau (présence de couples galvaniques plomb-cuivre par exemple).

Par ailleurs, l'exploitation des données de la base SISE-Eaux relative aux concentrations en Pb dans la région Île-de-France et la période 2000-2015 est difficile car :

- aucune donnée n'est disponible concernant la période avant la mise en œuvre du traitement aux OP à Paris (avant 2003),
- la stratégie d'échantillonnage ne cible pas uniquement les sites présentant des canalisations intérieures ou des branchements en Pb,
- les branchements publics ont globalement été éliminés dans les zones concernées par le traitement aux OP et les traitements modifiés dans les filières de potabilisation pendant la même période.

Aucune différence significative en termes de taux de non conformités n'a été mise en évidence dans la zone alimentée par le SEDIF entre la période « pendant traitement » et la période après le 25 décembre 2013, date à laquelle le traitement a été interrompu dans le réseau du SEDIF. Le taux de non conformités a cependant diminué dans la zone alimentée par Eau de Paris. Le faible nombre d'échantillons peut expliquer l'absence de différence significative.

Le GT rappelle que l'Afssa, dans son avis datant du 15 février 2007, attirait l'attention « *sur le fait que la mise en place de traitements de phosphatation de l'eau ne constitue qu'une étape transitoire pour ramener les teneurs en plomb de l'eau au robinet du consommateur sous 25 µg/L mais qu'elle ne saurait se prolonger au-delà de 2013, date à laquelle la limite de 10 µg/L ne pourra être respectée que par le remplacement de ces canalisations en plomb dans les réseaux publics et privés* ».

▪ **Impact sur la qualité physico-chimique de l'EDCH**

Les données disponibles issues de la littérature montrent que les OP permettent de diminuer les concentrations en cuivre (Cu) dans l'EDCH et tendraient à réduire les concentrations en fer (Fe).

Sur la base des données du contrôle sanitaire exploitées par le GT, il n'est pas possible de conclure sur l'impact du traitement aux OP sur la concentration en Cu et Fe dans l'EDCH distribuée dans les UDI concernées. Les travaux réalisés sur les réseaux de distribution, en particulier le changement des canalisations, peuvent en effet influencer les résultats.

Le GT constate qu'après ajout, la concentration en OP dans le réseau de distribution reste globalement stable dans le temps et aux différents points du réseau, d'après les données disponibles.

Aucun effet négatif du traitement aux OP sur la qualité physico-chimique globale des eaux distribuées n'a été signalé par les distributeurs d'eau auditionnés.

▪ **Impact sur la qualité microbiologique de l'EDCH**

Les données bibliographiques ne permettent pas de conclure avec certitude à l'existence d'un effet de l'ajout d'OP sur la microbiologie (dénombrements et diversité bactériens) des eaux en distribution. Néanmoins, l'analyse des travaux publiés, bien que parcellaires, laisse supposer des effets du phosphore, à savoir :

- un effet nutritionnel favorisant la croissance microbienne dans des environnements où le phosphore est un facteur limitant,
- une action limitant l'adhésion bactérienne (phénomène physico-chimique de surface) et la structuration du biofilm.

Ces effets sont probablement fortement dépendant de l'environnement, et notamment des concentrations initiales en carbone organique dissous biodégradable (CODB) mais aussi de la nature des revêtements de la canalisation.

Ces effets, s'ils se produisent en réseaux de distribution, ne semblent pas entraîner de modifications majeures de la qualité microbiologique de l'eau exprimée à travers l'analyse des paramètres indicateurs de contamination fécale et de la flore aérobie totale revivifiable et ne remettraient pas en cause son usage en tant qu'EDCH. Il convient toutefois d'effectuer une surveillance plus poussée de la qualité de l'EDCH pour les paramètres microbiens dans le cas de traitements à l'aide d'OP, en particulier pour les réseaux à teneur élevée en CODB et notamment envers la présence de légionelles dans les eaux sanitaires chaudes.

Après exploitation des données du contrôle sanitaire relative à la qualité de l'eau distribuée dans les réseaux de Paris et du SEDIF et extraites de la base SISE-Eaux pour la période 2000-2015, le GT constate :

- une légère augmentation du nombre de non conformités à Paris pour les paramètres microbiologiques (coliformes et entérocoques) ainsi que des dénombrements de bactéries aérobies revivifiables dans les réseaux de Paris et du SEDIF ouest et sud, après mise en œuvre du traitement aux OP ;
- une diminution du nombre de non conformités entre la période pendant traitement et celle après le 25 décembre 2013, que le traitement ait été poursuivi ou non ;
- qu'il n'est pas possible de statuer sur l'imputabilité au traitement aux OP des résultats obtenus : l'amélioration des traitements de l'eau, et notamment des traitements de désinfection, peut expliquer la diminution du nombre de non-conformités.

Lors des auditions, aucun problème particulier n'a été signalé au GT par les gestionnaires concernant la qualité microbiologique de l'EDCH après l'arrêt du traitement.

▪ **Impact sur les eaux usées et l'environnement**

L'ajout d'OP dans les EDCH conduit à un accroissement théorique de 3 à 4 % de la charge en P dans les eaux usées domestiques. Les traitements appliqués au sein des stations de traitements des eaux usées peuvent traiter cette charge avec un surcoût de réactifs.

Lorsque la station est équipée d'une précipitation physico-chimique du P, une augmentation de l'ordre de 10 % de la quantité de réactif injecté permet théoriquement de maintenir le niveau de rejet initial en P. En l'absence de traitement spécifique, l'ajout de P dans les EDCH conduit à un accroissement de l'ordre de 6 à 7 % de la charge de phosphore rejetée par la station.

L'estimation de l'impact sur l'environnement d'un rejet supplémentaire de phosphates lié au traitement des EDCH par l'acide phosphorique est difficile à quantifier et passe par des tentatives de modélisation des phénomènes d'eutrophisation. L'impact environnemental sera d'autant plus significatif dans les milieux oligotrophes, plus sensibles à ces phénomènes d'eutrophisation car pauvres en nutriments.

▪ **Impact sur la santé**

S'agissant du phosphore, l'Efsa a défini un apport journalier adéquat en P, compris entre 250 et 640 mg pour les enfants (160 mg/jour pour les enfants de 7 à 11 mois) et de 550 mg pour les adultes. La dose journalière tolérable maximale fixée à 70 mg/kg de masse corporelle, exprimée en phosphore, n'a pas été remise en cause ou mise à jour depuis les années 1970.

En considérant une DJT de 70 mg/kg de masse corporelle, la consommation de 2 litres d'EDCH traitée aux OP avec un taux de 1 mg/L représenterait 0,05 % de la dose journalière tolérable pour un adulte de 60 kg et 1 % de l'apport journalier adéquat en P.

S'agissant de l'exposition au Pb, les éléments à disposition du GT ne permettent pas de déterminer l'ampleur de l'impact du traitement aux OP sur une éventuelle réduction des expositions de la population française au Pb et autres métaux issus des canalisations.

▪ **Conséquences de l'arrêt du traitement aux orthophosphates**

Le GT ne dispose pas de données issues d'études spécifiques ou du contrôle sanitaire des eaux permettant de conclure sur les conséquences détaillées de l'arrêt du traitement sur la qualité des eaux distribuées.

Le GT estime que le relargage de Pb ou de cuivre devrait reprendre sa dynamique antérieure assez rapidement. Pour les autres paramètres chimiques ou microbiologiques, le retour d'expérience du SEDIF ayant arrêté le traitement à la date du 25 décembre 2013, sans procéder à une phase de décroissance progressive de la concentration en OP, ne signale pas d'élément de dégradation de la qualité des eaux distribuées.

3.5. Mesures de gestion alternatives et méthodes de hiérarchisation

Outre le traitement des EDCH par des OP, présenté ci-avant (cf. section 3.3), différentes stratégies existent pour limiter l'exposition de la population au Pb hydrique :

- Le traitement de l'EDCH, adapté en fonction de la qualité initiale de l'eau, par :
 - Neutralisation,
 - Reminéralisation,
 - Décarbonatation,
 - Voire par des dispositifs de traitement à domicile (cf avis de l'Anses relatif aux carafes filtrantes n°2015-SA-0083).

- Interventions sur le réseau de distribution avec :
 - Remplacement des branchements du domaine public,
 - Remplacement des canalisations intérieures (réseau privé),
 - Réhabilitation.

- La diffusion de recommandations auprès de la population.

Afin de réaliser un exercice de hiérarchisation de ces alternatives, plusieurs outils d'évaluation économique sont disponibles à l'image de l'analyse coût-efficacité ou de l'analyse coût-bénéfice. L'analyse coût-efficacité permet de comparer des options entre elles, en indiquant la plus apte à atteindre un objectif fixé (non critiqué) au moindre coût (Görlach *et al.*, 2005). L'analyse coût-bénéfice permet de prendre en considération simultanément un grand nombre de paramètres (l'environnement, la santé...) qui nécessitent une quantification des impacts et leur monétarisation. Dans ce cadre, le GT estime que le recours à l'analyse coût-efficacité est à privilégier car plus simple à mettre en œuvre.

Le GT n'a pas réalisé d'analyse coût-efficacité sur l'ensemble de ces stratégies, cet exercice dépassant ses compétences et prérogatives. Toutefois, des niveaux d'efficacité ont été indiqués et les principaux postes de coûts associés aux différentes stratégies ont été recensés.

Le GT fait remarquer qu'une telle analyse se doit d'être réalisée en prenant en compte différents scénarios, combinant une ou plusieurs actions. En effet, certaines de ces mesures élémentaires n'atteignent pas à elles seules l'objectif fixé, telle qu'une simple information de la population. Elles peuvent alors être considérées comme non pertinentes par rapport à l'objectif. Au lieu de les exclure d'emblée, il est préférable de réfléchir à les combiner entre elles pour comparer le coût des solutions (actions élémentaires ou combinées) qui permettent d'atteindre l'objectif.

Par ailleurs, une méthode de hiérarchisation des actions visant à réduire la corrosion du Pb dans le réseau de distribution d'EDCH a été mise en place par Irish Water (Irish Water, 2016).

3.6. Conclusions et recommandations du CES « Eaux »

Le CES « Eaux » rappelle qu'une politique de réduction des expositions de la population par le plomb au plus faible niveau possible est indispensable en raison de ses effets toxiques jugés sans seuil.

Concernant la réduction des expositions au Pb *via* la consommation d'EDCH, le traitement aux orthophosphates ne permet pas de respecter en permanence, et à tous les points d'usage, la limite réglementaire de qualité du plomb dans les EDCH. Il contribue cependant à diminuer les phénomènes de relargage et constitue donc un moyen permettant de réduire l'exposition de la population, en particulier dans les UDI :

- dont les réseaux de distribution comportent encore un nombre significatif de branchements publics et canalisations intérieures en Pb,
- alimentées par une EDCH présentant un potentiel de dissolution du plomb élevé,
- qui alimentent une population au sein de laquelle des cas de saturnisme ont pu être détectés et dont l'origine, ou une contribution significative, pourraient être attribuées à l'EDCH.

En considérant les données à disposition du GT et leurs limites, il apparaît :

- que les effets négatifs sur la qualité de l'EDCH dans les réseaux de distribution liés à l'ajout d'orthophosphates semblent limités. Toutefois, la qualité microbiologique de l'EDCH et l'écologie microbienne dans un réseau doivent faire l'objet d'une surveillance renforcée au moins pendant une période suffisante et adaptée ;
- que les données disponibles ne permettent pas d'évaluer avec précision les impacts de l'arrêt du traitement aux orthophosphates sur la qualité de l'eau distribuée mais que les

opérateurs ayant réalisé cet arrêt déclarent n'avoir constaté aucune dégradation significative ;

- qu'il n'est pas possible d'évaluer avec précision l'exposition de la population française au plomb dans les EDCH et donc d'identifier les sites ou UDI à risque.

Compte tenu du manque d'information disponible et des questions soulevées par le GT, le CES « Eaux » émet les recommandations suivantes :

1. Concernant l'état de la contamination des EDCH par le plomb en France, il convient de :

- 1.1. Recenser les données sur le remplacement/réhabilitation des branchements publics en plomb afin de réaliser un bilan et un suivi réguliers au niveau national et départemental.
- 1.2. Recenser ou générer les informations sur la présence effective de canalisations en Pb dans les réseaux intérieurs du domaine privé et leur substitution.
- 1.3. Recenser les usines de potabilisation mettant en œuvre des traitements de neutralisation, reminéralisation ou décarbonatation destinés à réduire les phénomènes de dissolution du plomb en réseaux et évaluer les impacts en matière de réduction des risques d'exposition au Pb pour les populations concernées.
- 1.4. Améliorer la stratégie d'échantillonnage mise en place dans le cadre du contrôle sanitaire des EDCH aux points d'usage pour le Pb et les autres paramètres influencés par les réseaux intérieurs. Celle-ci doit notamment prendre en compte la présence réelle de plomb dans le réseau échantillonné. Pour réaliser un suivi temporel de l'évolution de ces paramètres, il est nécessaire de ne pas changer les sites et points de prélèvements, tout en évitant l'exposition des personnes.
- 1.5. Accompagner les résultats présentés dans la base de données SISE-Eaux de toutes les informations précisant les caractéristiques des sites prélevés (lieu public /centre bourg, fin de réseau, présence de plomb, linéaire, filière de traitement ...).
- 1.6. En complément du cas du Pb, réaliser une évaluation précise des variabilités spatiales et temporelles, aux points d'usage, des paramètres site-dépendants comme les métaux ou les paramètres microbiologiques, afin de disposer de données plus représentatives de la diversité des caractéristiques des réseaux.

2. Concernant la mise en œuvre de traitements aux orthophosphates :

- 2.1. Avant la mise en œuvre de traitements aux OP au sein de filières de potabilisation, il conviendrait, afin de faire progresser la connaissance sur l'efficacité et l'innocuité de ce type de traitement, de mener des études visant à évaluer précisément les impacts du traitement pour différents types d'eaux et de réseaux de distribution, en s'appuyant notamment sur un protocole d'échantillonnage pertinent. En particulier, le CES souligne :
 - qu'il est nécessaire de mener des études complémentaires pour quantifier l'impact des OP sur la qualité microbiologique de l'eau, en particulier sur le risque « légionelles », pour différents types d'eaux présentant notamment des valeurs différentes de CODB.

- qu'il importe d'évaluer les impacts des rejets de phosphore supplémentaires, notamment dans le cas des stations de traitement des eaux usées sans traitement physico-chimique du phosphore et dans le cas des milieux récepteurs oligotrophes.
- qu'un suivi de la plombémie des populations dans les zones concernées permettrait d'évaluer l'impact sanitaire du traitement aux OP en situation réelle et mieux détecter l'effet sur la plombémie liée aux expositions hydriques.
- que la mesure précise des impacts de l'arrêt du traitement aux OP sur la qualité de l'eau en distribution, ne peut être réalisée que sur un réseau traité pendant une longue période.

3. Concernant l'exposition de la population au plomb et les stratégies pour la réduire, il convient de :

- 3.1. Actualiser les données afin de mieux caractériser la part de l'exposition au plomb attribuable à l'EDCH dans les cas de saturnisme.
- 3.2. Développer une politique de substitution des canalisations en plomb dans les parties privatives des réseaux d'EDCH en respectant les bonnes pratiques relatives aux interventions sur les conduites, décrites notamment dans la norme NF DTU 60.1.
- 3.3. Intégrer le diagnostic des canalisations d'EDCH dans le constat de risque d'exposition au plomb, réalisé à l'occasion d'une cession d'un bien immobilier, afin d'éclairer l'acheteur et les futurs occupants sur la présence de ce risque. Le CES rappelle que la norme NFP41-021 définit la méthodologie du repérage du Pb dans les réseaux intérieurs de distribution d'EDCH.
- 3.4. Parallèlement, renforcer l'information auprès des professionnels et des usagers, en particulier vivant dans des logements anciens, en leur rappelant :
 - les risques de diffusion de Pb dans l'EDCH liés aux manipulations des canalisations en plomb et aux mauvaises pratiques de remplacement/réhabilitation.
 - la nécessité
 - d'une part de renouveler l'eau dans une canalisation (en plomb ou contenant du plomb), en particulier après un temps de stagnation dans le réseau important, avant de la prélever pour les usages de boisson ou la cuisson des aliments. Il serait intéressant d'étudier l'évolution de la concentration en Pb dans l'eau en fonction du temps d'écoulement sur différents types de réseaux intérieurs. Il convient également de veiller à ce que les recommandations n'engendrent pas de coûts supplémentaires pour les usagers, en particulier pour les personnes défavorisées. L'eau soutirée peut ainsi être utilisée pour des usages autres que la boisson afin d'éviter le gaspillage.
 - d'autre part, de ne pas utiliser l'eau du circuit d'eau chaude sanitaire pour la boisson et la préparation des denrées alimentaires, une température élevée favorisant la dissolution des métaux.

- les risques liés à l'exposition au plomb. Une réflexion doit être menée par les acteurs concernés en vue de déterminer les messages et médias les plus pertinents permettant de sensibiliser les populations cibles, par exemple dans les carnets de santé.

3.5. À la condition de développer les actions permettant d'obtenir les données manquantes, réaliser une étude de hiérarchisation des moyens à mettre en œuvre pour réduire l'exposition des populations au Pb hydrique. Afin de réaliser cet exercice de hiérarchisation, plusieurs outils d'évaluation économique sont disponibles, à l'image de l'analyse coût-efficacité.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES « Eaux ».

L'Agence souligne en outre les points suivants :

La contamination des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) par le plomb en France a essentiellement pour origine les matériaux constitutifs du réseau de distribution en plomb ou contenant du plomb. Il s'agit principalement des branchements publics situés entre la canalisation principale et le compteur d'eau, et des canalisations intérieures dans l'habitat ancien. Les données disponibles relatives à la contamination des EDCH par le plomb en France présentent certaines limites :

- aucun recensement précis et récent ne permet d'évaluer le résultat des actions visant à supprimer les branchements publics et canalisations intérieures ;
- les données du contrôle sanitaire des EDCH ne permettent pas d'obtenir une description précise de l'état de la contamination des EDCH compte tenu de la stratégie d'échantillonnage mise en œuvre.

S'agissant de la mesure de l'exposition de la population, de nombreuses incertitudes existent quant à l'estimation de la part des logements alimentés par une EDCH présentant une concentration en plomb supérieure à la limite de qualité fixée par la réglementation à 10 µg/L.

De ce fait, l'Agence souligne l'importance des actions visant à améliorer la connaissance des réseaux tant publics que privés et leur gestion patrimoniale. Elle considère que l'acquisition de données relatives à la présence de plomb dans l'EDCH distribuée au robinet constitue une priorité.

Cette information est nécessaire, du fait en particulier de la très grande sensibilité aux effets neurotoxiques du plomb des enfants jusqu'à l'âge de 6 ans.

Différentes stratégies de gestion existent pour réduire les teneurs en plomb dans l'EDCH. L'application d'un traitement aux orthophosphates est l'une d'elles. D'après les données disponibles concernant la mise en œuvre du traitement de l'EDCH par des orthophosphates en France :

- l'ajout d'orthophosphates à une dose de 1 mg/L PO_4^{3-} , une fois la couche protectrice constituée, permet, de manière générale, de diminuer la concentration en plomb dans l'EDCH distribuée au robinet. L'ampleur de cette diminution varie selon les sites du fait notamment des caractéristiques de l'eau distribuée, de la nature du réseau, etc. Le traitement ne permet pas toutefois de respecter en permanence, à tous les points d'usage, la limite de qualité du plomb fixée à 10 µg/L. Pour rappel, l'Afssa indiquait dès 2003 que

seule la suppression des branchements et canalisations en plomb permettrait de respecter la valeur de 10 µg/L ;

- les effets négatifs de ce traitement sur la qualité de l'EDCH distribuée ainsi que sur l'environnement semblent limités, au regard notamment des filières de traitement des eaux usées mises en œuvre dans les zones concernées, qui sont par ailleurs très urbanisées ;
- il n'est pas possible de statuer précisément quant aux conséquences de l'arrêt du traitement sur la qualité de l'EDCH ;
- il n'est pas possible d'évaluer l'impact sanitaire spécifique du traitement aux orthophosphates en termes de réduction de la plombémie.

L'Agence recommande ainsi que toute nouvelle mise en œuvre du traitement soit accompagnée d'études visant à mieux déterminer les différents impacts du traitement, en particulier sur la qualité microbiologique de l'eau distribuée et l'environnement. Une étude de biosurveillance pourrait contribuer à l'évaluation de l'impact sanitaire du traitement de l'EDCH aux orthophosphates sous réserve de sa faisabilité et de son acceptabilité.

In fine, l'Agence considère que la réduction des expositions de la population au plomb constitue un objectif prioritaire de santé publique qui passe par une combinaison d'actions. Concernant la réduction de l'exposition liée à l'EDCH, le traitement par des orthophosphates constitue une mesure de protection collective possible mais non suffisante à elle seule.

Les données disponibles n'ont pas permis de réaliser une analyse coût-efficacité ou coût-bénéfices portant sur l'ensemble des stratégies de réduction des expositions au plomb dans l'EDCH. Une évaluation des coûts et des bénéfices des différentes options serait utile afin de discriminer les plus pertinentes, en prenant en compte les particularismes des territoires.

Dr Roger Genet

MOTS-CLÉS

Eau destinée à la consommation humaine, plomb, orthophosphates, saturnisme, traitement, corrosion, biofilm, cuivre, fer
Drinking water, lead, orthophosphates, saturnism, corrosion control, biofilm, copper, iron

BIBLIOGRAPHIE

Afssa (2003). Avis du 10 décembre 2003 relatif au suivi de la mise en œuvre des traitements aux orthophosphates des eaux de distribution en région parisienne en vue de diminuer la concentration en Pb dans l'EDCH, révisé par l'avis du 15 février 2007. En ligne : www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2003sa0314b.pdf, consulté le 18/01/2016.

Anses (2013). Expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L (saisine 2011-SA-0219). Maisons-Alfort : Anses, 137 p. En ligne : www.anses.fr/fr/system/files/CHIM2011sa0219Ra.pdf, consulté le 28/03/2017.

Anses (2014). Exposition agrégée au plomb : prise en compte des différentes voies d'exposition. Rapport d'appui scientifique et technique (appui à la saisine 2013-SA-0092). Maisons-Alfort : Anses, 111 p. En ligne : www.anses.fr/fr/system/files/AUT2013sa0092Ra.pdf, consulté le 07/04/16.

Anses (2016). Étude de l'alimentation totale infantile. Tome 2 – Partie 2 Composés inorganiques. Maisons-Alfort : Anses, 292 p. En ligne au : <https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2010SA0317Ra-Tome2-Part2.pdf>, consulté le 4 mai 2017.

DGS (2006). Bilan national relatif au potentiel de dissolution du plomb dans les eaux destinées à la consommation humaine.

DOUARD P., LEBENTAL B. (2013). Plomb et qualité de l'eau potable. Analyse et évaluation de l'efficacité des actions engagées pour respecter la future limite de qualité de 10 µg/L de plomb dans l'eau du robinet et propositions d'actions. Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable, N° 008435-01, Paris. En ligne : http://cgedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/cgedd/008435-01_rapport.pdf, consulté le 08/04/2016.

Efsa. (2010). Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Journal vol. 8 (4). En ligne : www.efsa.europa.eu/fr/scdocs/doc/1570.pdf, consulté le 28/03/2017.

GÖRLACH B., VON RAGGAMBY A., NEWCOMBE J. (2005). Assessing the Cost-Effectiveness of Environmental Policies in Europe. Results of a project produced for the European Environment Agency. In Impact Assessment for a New Europe and Beyond. Ed. EASY-ECO Conference: University of Manchester, UK.

HCSP (2014). Détermination de nouveaux objectifs de gestion des expositions au plomb. En ligne : <http://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=444>, consulté le 08/04/2016.

Irish Water (2016). Lead in drinking water mitigation plan (draft). En ligne : <https://www.water.ie/projects-plans/lead-mitigation-plan/Draft-Lead-in-Drinking-Water-Mitigation-Plan-July-2016.pdf>, consulté le 13/04/2017.

LANPHEAR B.P., HORNING R., KHOURY J., YOLTON K., BAGHURST P., BELLINGER D.C. *et al.*, (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental Health Perspective*, vol.113(7): p.894-899.

LUCAS J.P., BRETIN P., DOUAY F., ETCHEVERS A., GLORENNEC P., KIRCHNER S. *et al.* (2012). Étude Plomb-Habitat. Contamination par le plomb des logements français abritant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans. Rapport final, 168 pages. En ligne : http://www.oqai.fr/userdata/documents/433_PLOMB_HABITAT.pdf, consulté le 07/04/2017.

US EPA (2013) Integrated Science Assessment (ISA) for Lead. EPA/600/R-10/075F. En ligne : <https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-lead>, consulté le 24/05/2017.

Impacts du traitement des eaux destinées à la consommation humaine par des orthophosphates pour limiter la dissolution du plomb

Saisine « n° 2015-SA-0094 »

**Saisines liées « n° 2001-SA-0218, 2003-SA-0042, 2003-SA-0096,
2003-SA-0314, 2003-SA-0378 »**

RAPPORT d'expertise collective

« CES Eaux »

Groupe de travail « Traitement des EDCH par des orthophosphates »

Juillet 2017

Mots clés

Eau destinée à la consommation humaine, plomb, orthophosphates, saturnisme, traitement, corrosion, biofilm, cuivre, fer

Drinking water, lead, orthophosphates, saturnism, corrosion control, biofilm, copper, iron

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Président

M. Yves LÉVI - Professeur de santé publique et environnement - Université Paris Sud – Faculté de Pharmacie - UMR 8079 CNRS, AgroParisTech - Santé publique, polluants émergents, évaluation de risques sanitaires, écologie microbienne

Membres

M. Alexandre GÉLABERT – Institut de physique du globe de Paris – Biogéochimie des eaux, contaminants métalliques

M. Alain HÉDUI – Retraité – Traitement des eaux usées, qualité des boues d'épuration et des eaux de rejet

M. Jean-François HUMBERT – INRA - Microbiologie et écologie microbienne aquatique

M. Frédéric JORAND – Université de Lorraine - Microbiologie, écologie microbienne, biofilm, physico-chimie, phénomènes de corrosion et entartrage

M. Pierre-André LEROY – Retraité - Équilibre calco-carbonique, corrosion, entartrage, réseaux de distribution, dissolution du plomb, traitements filmogènes

Mme Marielle MONTGINOUL – IRSTEA - Sciences économiques appliquées au domaine de l'eau

M. Gérard NGUETA - Université de Montréal - Santé publique, épidémiologie, exposition au plomb hydrique, statistiques

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT – Université d'Auvergne - Santé publique, évaluation des risques sanitaires, épidémiologie

M. Pierre SERVAIS – Université Libre de Bruxelles - Microbiologie appliquée au traitement et à la distribution de l'eau, biofilm, écologie microbienne des systèmes aquatiques

M. Bernard TRIBOLLET – Retraité - Electrochimie, corrosion, entartrage, biofilm

RAPPORTEURS

M. Christophe ROSIN – Laboratoire d'Hydrologie de Nancy, Anses – Chimie analytique, contrôle sanitaire des eaux - Appui au GT

RELECTEURS

M. Jean-Luc BOUDENNE - Professeur - Université Aix-Marseille - Métrologie des eaux, chimie et qualité des eaux. Laboratoire Chimie de l'environnement.

M. Olivier CORREC - Ingénieur de recherche / Docteur en sciences - CSTB - Matériaux au contact de l'eau, réseaux intérieurs.

M. Alban THOMAS – Directeur de recherche – INRA – Économie.

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis et adoptés par le CES « Eaux » lors de ses séances aux dates suivantes : 4 octobre 2016, 4 avril 2017, 6 juin 2017.

Président

M. Yves LÉVI - Professeur de santé publique et environnement - Université Paris Sud – Faculté de Pharmacie - UMR 8079 CNRS, AgroParisTech - Santé publique, polluants émergents, évaluation de risques sanitaires, écologie microbienne

Membres

Mme Claire ALBASI - Directrice de recherche / Docteur ingénieur - UMR 5503, Laboratoire de génie chimique, CNRS-INPT-UPS, Toulouse - Produits et procédés de traitement de l'eau dont membranes, assainissement, chimie de l'eau, utilisation de ressources en eau alternatives.

Mme Sophie AYRAULT - Chef d'équipe / Docteur habilité à diriger des recherches - CEA, Gif-sur-Yvette - Chimie de l'eau dont chimie minérale.

M. Jean BARON - Responsable de département / Ingénieur de recherche - Eau de Paris - Matériaux au contact de l'eau, produits et procédés de traitement de l'eau (filiales de traitement).

M. Jean-Luc BOUDENNE - Professeur - Université Aix-Marseille - Métrologie des eaux, chimie et qualité des eaux. Laboratoire Chimie de l'environnement.

Mme Véronique BOUVARD - Spécialiste scientifique / Docteur en sciences - CIRC / OMS, Lyon - Toxicologie dont cancérogène.

Mme Corinne CABASSUD - Professeure - INSA, Toulouse - Laboratoire d'ingénierie des systèmes biologiques et des procédés, UMR INSA-CNRS-INRA - Produits et procédés de traitement de l'eau dont membranes, chimie de l'eau.

M. Jean CARRÉ - Professeur honoraire - EHESP - Hydrogéologie, ressources en eau, périmètres de protection des captages et expérience terrain.

Mme Catherine CHUBILLEAU - Praticien hospitalier / Docteur en pharmacie, Docteur en sciences - Centre Hospitalier de Niort - Épidémiologie, microbiologie de l'eau.

M. Olivier CORREC - Ingénieur de recherche / Docteur en sciences - CSTB - Matériaux au contact de l'eau, réseaux intérieurs.

M. Christophe DAGOT - Directeur adjoint / Professeur - ENSIL, Limoges - Assainissement, utilisation de ressources en eau alternatives.

Mme Isabelle DUBLINEAU - Chargée de mission auprès du directeur de la radioprotection de l'Homme / Docteur habilité à diriger des recherches - IRSN, Fontenay-aux-Roses - Toxicologie.

Mme Sylvie DUBROU - Directeur de laboratoire / Docteur en pharmacie - Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris - Microbiologie de l'eau.

M. Robert DURAN - Responsable d'équipe / Professeur - Université de Pau et des Pays de l'Adour - Écotoxicologie.

M. Stéphane GARNAUD - Responsable technique eau et assainissement / Docteur en sciences - Mairie de Saint-Maur-des-Fossés - Assainissement.

M. Jean-François HUMBERT - Directeur de recherche / Docteur habilité à diriger des recherches - UMR BIOENCO, INRA, Paris - Microbiologie de l'eau dont cyanobactéries, écologie microbienne.

M. Michel JOYEUX - Directeur recherche développement et qualité de l'eau / Docteur en médecine, Docteur en sciences - Eau de Paris - Toxicologie, évaluation de risques sanitaires, santé publique.

Mme Colette LE BACLE - Retraitée - Docteur en médecine - Santé travail, microbiologie de l'eau.

M. Benjamin LOPEZ - Chef de projet / Docteur en sciences - BRGM, Orléans - Hydrogéologie, ressources en eau, modélisation.

M. Jacques-Noël MUDRY - Professeur honoraire d'hydrogéologie - Université de Franche Comté, Besançon - Hydrogéologie, ressources en eaux, périmètres de protection des captages, expérience terrain.

M. Daniel PERDIZ - Maître de conférences / Pharmacien toxicologue - Université Paris Sud - Toxicologie, génotoxicité, perturbateurs endocriniens dans l'eau.

Mme Fabienne PETIT - Enseignant chercheur / Professeur - Université de Rouen / UMR CNRS M2C - Écologie microbienne.

M. Mohamed SARAKHA - Professeur - Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, Université Blaise Pascal - Produits et procédés de traitement de l'eau, photochimie, oxydation avancée, chimie réactionnelle de l'eau.

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT - Professeur - Université d'Auvergne / Faculté de Pharmacie, Clermont-Ferrand - Santé publique et environnement, épidémiologie, évaluation de risques sanitaires.

Mme Michèle TREMBLAY - Docteur en médecine spécialiste en santé communautaire / Médecin conseil en santé au travail et en maladies infectieuses - Institut de santé publique du Québec / Direction de santé publique de Montréal - Santé travail, microbiologie de l'eau.

Mme Michèle VIALETTE - Chef de service / Docteur habilité à diriger des recherches - Institut Pasteur de Lille - Microbiologie de l'eau dont virologie.

Mme Bénédicte WELTE – Retraitée (Eau de Paris) - Produits et procédés de traitement de l'eau (tous procédés, filières de traitement).

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

M. Thomas BAYEUX – Appui à la coordination - Unité risques et société

Mme Justine JOUËT – Unité d'évaluation des risques liés à l'eau

Contributions scientifiques

M. Thomas BAYEUX – Unité risques et société

Mme Sabrina HAVARD – Unité méthodologie et études

Mme Justine JOUËT – Unité d'évaluation des risques liés à l'eau

Mme Pascale PANETIER - Unité d'évaluation des risques liés à l'eau

Mme Véronique SIROT - Unité méthodologie et études

M. Chris ROTH - Unité méthodologie et études

Secrétariat administratif

Mme Virginie SADÉ – Anses

AUDITION DE PERSONNALITÉS EXTÉRIEURES

Eau de Paris

M. Michel JOYEUX – Directeur Recherche et Développement, qualité de l'eau

Mme Bénédicte WELTÉ – Retraitée – Anciennement directrice adjointe Recherche et Développement, Qualité de l'eau

Syndicat des Eaux d'Île-de-France (SEDIF)

M. Cédric FELIERS – Responsable coordination qualité de l'eau – Veolia Île-de-France, délégataire du SEDIF

Mme Véronique HEIM – Directrice des études et de la prospective

Mme Sylvie THIBERT – Ingénieur qualité de l'eau et gestion des risques sanitaires

Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP)

M. Olivier ROUSSELOT – Directeur Développement et Prospective

Veolia Eau

M. Étienne TEILLARD – Responsable Unité opérationnelle

CONTRIBUTIONS EXTÉRIEURES AU(X) COLLECTIF(S)

Mise à disposition de données extraites de la base SISE-Eaux - Pôle d'Administration des données sur l'eau (PADSE) – Ministère chargé de la santé

Mise à disposition de données relatives au saturnisme – Santé publique France (ANSP)

Informations relatives à la distribution de l'EDCH et au contrôle sanitaire - ARS Île-de-France

Transmission d'informations relatives au remplacement des branchements et canalisations en plomb - Fédération nationale des collectivités concédantes et régies (FNCCR).

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
Sigles et abréviations.....	11
Liste des tableaux.....	13
Liste des figures.....	15
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise.....	17
1.1 Contexte.....	17
1.2 Objet de la saisine.....	17
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation.....	18
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts.....	19
2 Contamination de l'EDCH par le plomb	20
2.1 Origine du plomb dans l'eau	20
2.1.1 Plomb dans la ressource en eau	20
2.1.2 Plomb dans les EDCH	22
2.1.3 Responsabilités des acteurs concernés	25
2.2 Phénomène de dissolution du plomb	25
2.2.1 Corrosion du plomb.....	25
2.2.2 Influence des caractéristiques de l'eau sur la corrosion du plomb.....	28
2.2.3 Influence des caractéristiques du réseau de distribution.....	31
2.2.4 Influence des biofilms	32
2.3 Analyse du plomb dans l'EDCH	33
2.3.1 Méthode d'échantillonnage	33
2.3.2 Méthode d'analyse	35
2.4 État de la contamination en plomb des EDCH distribuées au robinet	37
2.4.1 En France.....	37
2.4.1.1 Données du contrôle sanitaire.....	37
2.4.1.2 Autres données	42
2.4.2 Au niveau international	43
2.4.3 Synthèse du chapitre 2	43
3 Effets sanitaires et exposition chronique au plomb	45
3.1 Effets sur la santé humaine.....	45
3.1.1 Devenir dans l'organisme	45
3.1.2 Effets.....	45
3.1.3 Population sensible.....	48
3.2 Exposition de la population au plomb	48
3.2.1 Sources et voies d'exposition	48
3.2.2 Facteurs favorisant l'exposition au Pb d'origine hydrique	48
3.2.2.1 Ancienneté de l'habitat	49

3.2.2.2	Zone d'habitat.....	49
3.2.2.3	Type de logement.....	49
3.2.3	Contribution spécifique de l'eau dans l'exposition globale au plomb	50
3.2.4	Relation entre la concentration en Pb des EDCH et la plombémie	51
3.3	Prévalence du saturnisme, dépistage et seuil d'intervention en France.....	55
3.4	Valeurs de référence dans l'eau.....	57
3.5	Synthèse du chapitre 3	58
4	Traitement des EDCH par des orthophosphates pour limiter la dissolution du plomb.....	59
4.1	Généralités sur les phosphates	59
4.1.1	Chimie des phosphates	59
4.1.2	Origines, utilisations et sources de contamination	59
4.1.3	Concentrations en phosphore et phosphates dans les eaux.....	60
4.1.3.1	Dans les eaux superficielles et souterraines	61
4.1.3.2	Dans les EDCH	61
4.1.3.3	Dans les eaux usées et eaux usées traitées	62
4.1.4	Effets sur la santé	63
4.1.5	Effets sur l'environnement	63
4.2	Impact des orthophosphates sur la corrosion.....	65
4.2.1	Aspects chimiques de la formation de phosphates de plomb	65
4.2.2	Impacts de l'ajout de phosphates sur la corrosion en présence de biofilms	66
4.3	Mise en œuvre du traitement des EDCH par des orthophosphates	67
4.3.1	En France.....	67
4.3.2	Au niveau international	69
4.4	Synthèse du chapitre 4	70
5	Bilan du traitement des EDCH par des orthophosphates.....	72
5.1	Impact du traitement aux orthophosphates sur la concentration en plomb dans l'EDCH.....	72
5.1.1	En France.....	72
5.1.1.1	Études pilotes.....	72
5.1.1.2	Suivi de la qualité de l'EDCH distribuée au robinet après la mise en place du traitement.....	73
5.1.1.3	Résultats du contrôle sanitaire des eaux.....	77
5.1.2	Au niveau international	79
5.1.3	Conclusion du GT relative à l'impact du traitement sur la concentration en plomb dans l'EDCH.....	82
5.2	Impact du traitement aux orthophosphates sur les autres paramètres physico-chimiques de la qualité de l'EDCH.....	82
5.2.1	En France.....	82
5.2.1.1	Évolution de la concentration en orthophosphates dans l'eau distribuée	82
5.2.1.2	Impact sur les paramètres physico-chimiques classiques.....	83
5.2.1.3	Impact sur les autres métaux	83
1.1.1	Au niveau international	87
5.2.2	Conclusion du GT relative à l'impact du traitement sur la qualité physico-chimique de l'EDCH.....	88
5.3	Impact du traitement aux orthophosphates sur la qualité microbiologique de l'EDCH et l'écologie microbienne dans le réseau de distribution.....	88
5.3.1	En France.....	88

5.3.1.1	Études spécifiques	88
5.3.1.2	Suivi de la qualité de l'EDCH distribuée au robinet après application du traitement aux orthophosphates – données du contrôle sanitaire	91
5.3.2	Au niveau international	94
5.3.3	Conclusion du GT relative à l'impact du traitement sur la qualité microbiologique de l'EDCH	95
5.4	Impact du traitement aux orthophosphates sur l'environnement.....	96
5.4.1	Phosphore supplémentaire apporté aux eaux usées par le traitement des EDCH aux orthophosphates	96
5.4.2	Impact du traitement des EDCH par des orthophosphates sur les métaux dans les eaux usées et boues d'épuration	97
5.4.2.1	En France.....	97
5.4.2.2	Au niveau international.....	99
5.4.3	Impact du traitement des EDCH par des orthophosphates sur l'environnement	99
5.4.4	Conclusion du GT relative à l'impact du traitement des EDCH par des orthophosphates sur l'environnement.....	100
5.5	Impact du traitement sur la santé	100
5.6	Conséquences de l'arrêt du traitement	101
5.6.1	Conséquences sur la concentration en Pb dans l'EDCH	101
5.6.2	Autres conséquences	101
5.6.3	Conclusion du GT relative aux conséquences de l'arrêt du traitement	102
6	Démarche pour comparer les solutions visant à limiter l'exposition au plomb hydrique	103
6.1	Réflexions sur les méthodes et données permettant la comparaison de différentes stratégies de gestion	103
6.2	Solutions visant à limiter l'exposition des populations au plomb hydrique et coûts associés.....	106
6.2.1	Traitement de l'EDCH.....	106
6.2.1.1	Traitement aux orthophosphates.....	108
6.2.1.2	Traitement de neutralisation.....	109
6.2.1.3	Traitement de reminéralisation.....	110
6.2.1.4	Traitement de décarbonatation.....	112
6.2.1.5	Traitement à domicile.....	113
6.2.2	Interventions sur le réseau de distribution	114
6.2.2.1	Remplacement des branchements publics.....	114
6.2.2.2	Remplacement des canalisations intérieures (réseau privé).....	116
6.2.2.3	Réhabilitation.....	118
6.2.3	Informations aux usagers.....	119
6.3	Synthèse des coûts associés aux différentes stratégies de gestion des expositions au plomb d'origine hydrique.....	122
6.4	Conclusion du GT relative à la démarche d'analyse économique.....	128
7	Conclusion et recommandations du groupe de travail	129
8	Bibliographie.....	135
8.1	Publications.....	135
8.2	Normes.....	147

8.3	Législation et réglementation.....	148
ANNEXES	150
Annexe 1 :	Lettre de saisine.....	151
Annexe 2 :	Non-conformités en Pb dans les EDCH en 2015 en France.	153
Annexe 3 :	Consultation internationale - questionnaire et réponses des membres de l'ENDWARE.....	156

Sigles et abréviations

ACS : Attestation de conformité sanitaire

Afssa : Agence française de sécurité sanitaire des aliments

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

ANSP : Santé Publique France – Agence nationale de santé publique

AP : Arrêté préfectoral

ARS : Agence régionale de santé

CES : Comité d'experts spécialisé

CMA : Concentration maximale admissible

COT : Carbone organique total

CS : Contrôle sanitaire des eaux

CSHPF : Conseil supérieur d'hygiène publique de France

CSP : Code de la santé publique

CSTB : Centre scientifique et technique du bâtiment

Cu : Cuivre

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène à 5 jours

DGS : Direction générale de la santé

DHTP : Dose hebdomadaire tolérable provisoire

DOM : Département d'outre-mer

DROM : Départements et régions d'outre-mer

EFSA : Autorité européenne de sécurité des aliments

EH : Équivalent habitants

EHESP : École des hautes études en santé publique

ESO : Eau souterraine

ESU : Eau de surface

Fe : Fer

GT : Groupe de Travail

IDF : Île-de-France

InVS : Institut de Veille Sanitaire (devenu Santé Publique France en 2016)

JEFCA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives

LQ : Limite de qualité

LdD : Limite de détection

LdQ : Limite de quantification

Ni : Nickel

NQE : Normes de qualité environnementales

NTP : National toxicology program (USA)

OP : Orthophosphates

P : Phosphore

Pb : Plomb

PEHD : polyéthylène haute densité

PVC : Polychlorure de vinyle

QI : Quotient intellectuel

SCHER : Comité scientifique européen sur les risques sanitaires et environnementaux

SEDIF : Syndicat des Eaux d'Île-de-France

SIAAP : Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne

STEU : Station de traitement (d'assainissement) des eaux usées

UDI : Unité de distribution

UE : Union européenne

US-EPA : United States Environmental Protection Agency - Agence de protection de l'environnement des États-Unis

VTR : Valeur toxicologique de référence

Zn : Zinc

Liste des tableaux

Tableau 1 : Description des données de concentration en plomb dans les eaux brutes servant à la production d'EDCH. Extraction de la base SISE-Eaux.....	20
Tableau 2 : Normes européennes de qualité environnementales (NQE) pour le plomb et ses composés. (MA : Moyenne annuelle ; CMA : Concentration maximale admissible)	21
Tableau 3 : Pourcentages estimés de réduction de la concentration en plomb dans les eaux au sein des filières de potabilisation d'EDCH (Degremont, 2016).	21
Tableau 4 : Teneurs maximales en Pb autorisées en France et proposées par les 4 MS dans les alliages utilisés dans les réseaux de distribution d'EDCH.	23
Tableau 5 : Potentiel de dissolution du plomb en fonction de classes de pH de l'eau.	30
Tableau 6 : Avantages et inconvénients de la méthode de prélèvement aléatoire (Circulaire DGS/SD7A n°45).....	34
Tableau 7 : Valeurs seuil utilisées pour le nettoyage des données extraites de la base SISE-Eaux relatives au paramètre plomb dans les EDCH.	38
Tableau 8 : Effets sur la santé du plomb – Synthèse des données de la littérature (HCSP, 2014).....	47
Tableau 9 : Distribution des concentrations en plomb ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau prélevée au robinet selon la période de construction du logement en France d'après l'étude Plomb – Habitat (Lucas <i>et al.</i> , 2012).	49
Tableau 10 : Distribution des concentrations en plomb ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau prélevée au robinet selon le degré d'urbanisation en France d'après l'étude Plomb – Habitat (Lucas <i>et al.</i> , 2012).	49
Tableau 11 : Estimations de la contribution des EDCH à l'exposition globale humaine au Pb.	51
Tableau 12 : Études ayant estimé l'association entre les concentrations de plomb dans l'eau de consommation et la plombémie chez les enfants de moins de 6 ans (MA : moyenne arithmétique ; MG, Moyenne géométrique ; DSG, déviation standard géométrique ; DS, déviation standard ; IC, intervalle de confiance).....	53
Tableau 13 : Nombre de cas de saturnisme déclarés par année en France (Santé Publique France, 2017)	57
Tableau 14 : Concentrations en P total et N total définissant des niveaux trophiques des masses d'eaux (Smith <i>et al.</i> , 1999).....	64
Tableau 15 : Concentrations en Pb observées après ajout d'acide phosphorique dans l'eau (valeurs déduites des graphiques présentés dans le rapport) (Jaeger, 2005 a).....	72
Tableau 16 : Résultats d'une étude pilote de traitement aux OP de l'eau alimentant des canalisations en Pb (SEDIF, 2006, rapport non publié).	73
Tableau 17 : Taux de réduction des concentrations en Pb dans des eaux prélevées dans la ville de Paris après traitement aux OP (Eau de Paris, 2005, rapport non publié).	74
Tableau 18 : Nombres d'analyses et pourcentages de non-conformités recensées dans la base SISE-Eaux pour le paramètre Pb dans les EDCH en Île-de-France selon la période et le distributeur d'eau (P0 : avant le traitement, P1 : pendant le traitement, P2 après le 25/12/2013 date d'arrêt du traitement dans le réseau du SEDIF).	78
Tableau 19 : Caractéristiques physico-chimiques (moyennes) de l'eau prélevée au robinet de 5 consommateurs sur le réseau Sud (traité aux OP) et de 10 consommateurs sur le réseau Nord du SEDIF (non traité) (SEDIF, 2006, rapport non publié).....	83

Tableau 20 : Taux de réduction des concentrations en cuivre dans les eaux prélevées au robinet dans 10 logements parisiens après traitement aux OP, les mesures étant effectuées après écoulement ou après stagnation (Eau de Paris, 2005, rapport non publié)	84
Tableau 21 : Règles de « nettoyage » définies pour le traitement des données relatives aux métaux à partir de la base SISE-Eaux.....	86
Tableau 22 : Pourcentage de non-conformités observées pour les métaux Cu, Ni et Fe selon la période et le distributeur d'eau	87
Tableau 23 : Suivi des légionelles réalisé par la Ville de Paris en 2003 et 2004 aux robinets des douches d'établissements publics sportifs et de bains-douches (Eau de Paris, 2005, rapport non publié).	90
Tableau 24 : Règles de nettoyage définies pour le traitement des données issues de la base SISE-Eaux pour la période 2000-2015 en Île-de-France relatives aux paramètres microbiologiques.	92
Tableau 25 : Non-conformités observées pour les paramètres microbiologiques selon la période et le distributeur d'eau en Île de France entre 2000-2015.....	93
Tableau 26 : Nombre de bactéries aérobies revivifiables observé selon la période et le distributeur d'eau en Île de France entre 2000-2015.....	94
Tableau 27 : Évolution des concentrations moyennes en Pb, Cu et Zn (mg/kg) dans les boues issues de traitement des STEU de Seine aval et Seine centre du SIAAP en 2003 et 2004 (Eau de Paris, 2005, rapport non publié).....	97
Tableau 28 : Méthode d'évaluation d'une ou plusieurs stratégie(s) de gestion (Drummond <i>et al.</i> , 2005)	104
Tableau 29 : Mesures correctives pour réduire la dissolution du plomb dans l'EDCH et respecter la limite de qualité de 25 µg/L, d'après la circulaire du 25 novembre 2004.	107
Tableau 30 : Éléments d'évaluation des coûts associés au traitement de neutralisation.	110
Tableau 31 : Éléments d'évaluation des coûts associés au traitement de reminéralisation.	111
Tableau 32 : Éléments d'évaluation des coûts associés au traitement de décarbonatation.....	113
Tableau 33 : Synthèse des actions individuelles et collectives permettant la réduction de l'exposition au plomb d'origine hydrique et des coûts associés	125

Liste des figures

Figure 1: Représentation d'un branchement entre un bâti et le réseau public de distribution (d'après un schéma d'Eau de Paris).....	22
Figure 2 : Part des logements construits avant 1946 en France métropolitaine (Insee, 2013).....	24
Figure 3 : Nombre de logements construits avant 1946 en France métropolitaine (Insee, 2013).	24
Figure 4 : Corrosion galvanique du plomb en présence d'un autre métal comme, par exemple du cuivre, au niveau des soudures, par corrosion acide (eau acide) ou par corrosion oxydante (chlore ou oxygène dissous).....	26
Figure 5 : Complexes formés à partir du plomb et des anions CO_3^{2-} et OH^-	27
Figure 6 : Complexes formés à partir du plomb et des anions Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et PO_4^{2-}	27
Figure 7 : Principaux composés adhérant aux parois.	28
Figure 8 : Effet combiné du pH et de l'alcalinité sur la solubilité du Pb dans l'eau (Leroy, 1993).	29
Figure 9 : Proportion des unités de distribution d'eaux destinées à la consommation humaine ayant présenté, en 2006, un potentiel de dissolution du plomb « élevé » ou « très élevé » (DGS, 2006).	30
Figure 10 : Répartition de la population alimentée, en 2006, par classes d'intensité du potentiel de dissolution du Pb dans l'eau de consommation (DGS, 2006).	31
Figure 11 : Influence de la longueur et du diamètre des canalisations sur la concentration en Pb dans l'eau (Kuch et Wagner, 1983).....	32
Figure 12 : Distribution des limites de quantification pour l'analyse du plomb ($\mu\text{g/L}$) par les laboratoires agréés en France pour le contrôle sanitaire des eaux (données 2016).	36
Figure 13 : Incertitudes intra laboratoires (%) élargies (IC = 95 %) pour l'analyse du plomb par les laboratoires agréés en France pour le contrôle sanitaire des eaux (données 2016).	36
Figure 14 : Pourcentage d'analyses du plomb non conformes ($>10 \mu\text{g/L}$) par classes de concentrations et par département en France en 2015. (<i>Le nombre d'analyses total en plomb réalisées par département est indiqué en haut de chaque histogramme</i>).....	41
Figure 15 : Estimation de la distribution de la concentration en plomb dans l'eau du robinet en France (Plomb – Habitat, 2012).	42
Figure 16 : Prédominance des espèces d'orthophosphates en fonction du pH.....	59
Figure 17 : (a) Indice de saturation des différentes phases minérales susceptibles de se former dans une solution contenant $25 \mu\text{g/L}$ de Pb(II) , 1 mg/L d'orthophosphates et en équilibre avec l'atmosphère ($\text{pCO}_2=380 \text{ ppm}$). (b) Concentration en Pb^{2+} restante en solution après précipitation des phases minérales présentées sur la figure (a) (modélisation Visual Minteq).	66
Figure 18 : Répartition des classes de concentrations en Pb dans les EDCH prélevées au robinet de consommateurs à Paris avant et après traitement aux OP, (a) prélèvements après écoulement et (b) prélèvement après 30 min de stagnation (Eau de Paris, 2005, rapport non publié).	74
Figure 19 : Concentrations en Pb dans les secteurs Sud et Est du réseau du SEDIF (a) après prélèvement aléatoire et (b) après stagnation (SEDIF, 2006, rapport non publié).....	75
Figure 20 : Répartition des concentrations en Pb total mesuré après prélèvement aléatoire sur les secteurs Sud et Est du réseau du SEDIF (SEDIF, 2006, rapport non publié).	76

Figure 21 : Concentrations en Pb hydrique dans les échantillons prélevés au domicile après prélèvements aléatoires (a) et après stagnation (b) sur le réseau Nord du SEDIF non traité par les OP (SEDIF, 2006, Rapport non publié).	76
Figure 22 : Réduction, après traitement aux OP, de la concentration en Pb mesurée dans des échantillons prélevés après stagnation au robinet de 10 consommateurs, dans les réseaux Sud et Est du SEDIF (SEDIF, 2006, rapport non publié).	77
Figure 23 : Relation entre le percentile 90 des concentrations en Pb hydrique mesurées et la concentration en phosphates, selon les années (Cardew, 2009)	80
Figure 24 : Pourcentages d'unités de distribution ayant fait l'objet d'une enquête en 1992 aux USA et pour lesquelles un dépassement du seuil de 15 µg/L est observé (Dodrill et Edwards, 1995).	81
Figure 25 : Concentrations moyennes en plomb mesurées après un écoulement de 5 minutes au robinet de particuliers vivant dans des habitations raccordées à des branchements en plomb (site internet de la ville de Winnipeg, Canada)	81
Figure 26 : Concentrations moyennes en Cu dans les eaux prélevées aux robinets des consommateurs sur les réseaux Est et Sud du SEDIF de 2002 à 2005 (SEDIF, 2006, rapport non publié). <i>Nombre de prélèvements : 66 en 2002, 38 en 2003, 40 en 2004 et 30 en 2005.</i>	84
Figure 27 : Pourcentages de réduction des concentrations en Cu mesurées dans l'eau prélevée après stagnation contrôlée au robinet des consommateurs sur les réseaux Est et Sud du SEDIF (SEDIF, 2006, rapport non publié).	85
Figure 28 : Évolution de la concentration en Pb dans les boues deshydratées de la STEU Seine aval du SIAAP (SIAAP, 2016)	98
Figure 29 : Évolution de la concentration en Cu dans les boues deshydratées de la STEU Seine aval du SIAAP (SIAAP, 2016)	98
Figure 30 : Évolution des concentrations en Pb après 30 min de stagnation, en fonction de différents traitements, dont celui aux OP (Jaeger <i>et al.</i> , 2005).	101
Figure 31 : Domaines d'existence des eaux dures/douces et des eaux agressives/incrustantes (Degrémont, 2016).	106
Figure 32 : Part des branchements en plomb en 2008 en France.	116
Figure 33 : Recommandations à l'attention de la population proposées dans la circulaire du 16/09/2016 en cas de présence de plomb dans l'eau du robinet.	120
Figure 34 : Les différentes étapes de l'adoption (d'après Ajzen, 1991)	121
Figure 35 : Classement des options permettant de diminuer la concentration en plomb dans l'EDCH (Irish Water, 2016)	124

1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise

1.1 Contexte

Conformément à la directive européenne 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), la limite de qualité (LQ) pour le paramètre plomb (Pb) dans les EDCH a été abaissée de 50 à 25 µg/L en décembre 2003, puis de 25 à 10 µg/L en décembre 2013.

Afin de respecter ces LQ et de limiter l'exposition de la population, les collectivités ont initié des programmes de remplacement des branchements aux réseaux publics constitués de Pb, mais il semble que peu de travaux ont été encouragés et engagés pour supprimer les canalisations en Pb dans les réseaux intérieurs et privatifs des maisons et bâtiments.

Des traitements (ou mesures correctives) peuvent également être appliqués afin de réduire la dissolution du Pb à partir des canalisations dans l'eau distribuée. Ces mesures, qui sont définies dans la circulaire DGS/SD7A/2004/557 du 25 novembre 2004, visent à respecter la LQ antérieurement fixée à 25 µg/L.

Cependant, la circulaire précise, sur la base des avis respectifs du Conseil Supérieur d'Hygiène de France (CSHPF) du 9 décembre 2003 complété le 9 novembre 2004 et de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) du 10 décembre 2003, que seule la suppression des canalisations en Pb servant de branchements aux réseaux publics et celles des réseaux intérieurs, peut permettre de respecter la LQ pour le paramètre plomb fixée à 10 µg/L à partir de fin 2013.

La circulaire précitée indique que la mise en place d'un traitement filmogène basé sur l'ajout d'acide phosphorique ou d'orthophosphates (OP) peut être envisagée pour les eaux moyennement ou fortement minéralisées, présentant un pH d'équilibre inférieur à 7,5, afin de former une couche protectrice sur les parois internes des canalisations.

Depuis 2003, dix usines de production d'EDCH en Île-de-France, ont mis en œuvre un traitement par des orthophosphates suite à l'obtention d'autorisations préfectorales. Les usines du Syndicat des Eaux d'Île-de-France (SEDIF) dont l'exploitation est confiée à la société Veolia d'Île-de-France, ainsi que celle de Boissise-la-Bertrand (77) gérée par la société Véolia Eau, ont cessé d'appliquer ce traitement à partir du 25 décembre 2013, date à laquelle la LQ pour le paramètre Pb a été abaissée à 10 µg/L. Eau de Paris a poursuivi le traitement après cette date.

En 2012, la Direction générale de la santé (DGS) a saisi le Haut Conseil de santé publique (HCSP) pour réaliser une analyse et une évaluation de l'efficacité des actions engagées pour respecter la limite de qualité de 10 µg/L. Compte tenu notamment des difficultés relatives au remplacement des branchements et canalisations en Pb dans le domaine privé, le HCSP considère, dans son avis daté de mai 2013, « *qu'il serait utile de revoir le calendrier proposé dans la circulaire n° 2004-557 DGS/SD7A* » précitée.

Par ailleurs, à la demande du ministère de l'écologie, le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD) a publié un rapport en 2013, dans lequel il préconise, au regard des données recueillies, que « *l'Anses prenne position sur l'intérêt de prolonger le traitement de l'EDCH aux orthophosphates et sur la généralisation éventuelle de ce type de traitement à d'autres unités de distribution* ».

1.2 Objet de la saisine

La Direction générale de la santé (DGS) a saisi l'Anses le 20 avril 2015 afin de déterminer « l'intérêt à maintenir le traitement aux orthophosphates, au regard :

- des conséquences de l'arrêt du traitement aux orthophosphates en termes de qualité d'eau distribuée,
- des risques liés à l'arrêt du traitement, notamment en termes de déstabilisation de l'écologie microbienne dans les réseaux ;
- et, en cas d'intérêt à maintenir ce traitement, sur les conditions d'encadrement à prévoir ».

Au regard de l'enjeu que constitue la problématique de l'exposition au plomb, l'analyse de la saisine a conduit à formuler différentes questions, que l'expertise s'est attachée à répondre :

- Quel est l'état de la contamination des EDCH par le plomb en France et notamment les situations en termes de dépassements de la limite de qualité fixée à 10 µg/L ?
- Quelles sont les situations d'exposition et quels sont les déterminants de l'exposition de la population (géographie, caractéristiques socio-économiques, habitations, habitudes de consommation d'EDCH...) ?
- Quels sont les moyens mobilisés, au niveau national et international, pour limiter la présence de plomb dans l'EDCH, en considérant les niveaux de responsabilité juridique des acteurs concernés ?
- En prenant en compte l'avancement du remplacement des branchements publics en plomb ainsi que la présence de canalisations en plomb dans le domaine privé, quel est l'impact de l'application du traitement des EDCH par des orthophosphates sur :
 - la concentration en plomb au robinet et l'exposition des populations ?
 - l'ensemble des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau distribuée ?
 - l'écologie microbienne des réseaux de distribution et notamment les biofilms ?
 - l'environnement (en particulier boues et rejets des stations de traitement des eaux usées), au regard notamment des dispositions réglementaires actuelles visant à restreindre l'utilisation du phosphore et de ses dérivés ?
- Quelles sont les conséquences de l'arrêt du traitement sur :
 - la concentration en plomb dans l'eau au robinet du consommateur et l'exposition des populations ?
 - les paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau distribuée ?
 - l'écologie microbienne dans les réseaux de distribution ?
- Une analyse économique, de type coût-efficacité ou coût-bénéfice, peut-elle être conduite pour discriminer différentes modalités de gestion des expositions au plomb hydrique ?

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'Anses a confié au groupe de travail (GT) « Traitement des EDCH par des orthophosphates », rattaché au comité d'experts spécialisé (CES) « Eaux » l'instruction de cette saisine.

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – prescriptions générales de compétence pour une expertise (mai 2003) ».

Les travaux d'expertise du GT ont été soumis au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 4 octobre 2016 et le 8 juin 2017. Ils ont été adoptés par le CES « Eaux » le 4 juillet 2017. Le rapport produit par le GT tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires.

Le GT s'est notamment appuyé sur les rapports des acteurs institutionnels traitant de l'exposition au Pb ainsi que sur le corpus documentaire utilisé par l'Afssa dans le cadre de ses travaux relatifs à la mise en œuvre du traitement aux orthophosphates en région parisienne au début des années 2000. Une recherche de documents en français et en anglais a également été réalisée *via* les moteurs de recherche internet et la base de données Scopus en utilisant les mots clés « lead », « drinking water », « orthophosphates » ou « phosphates », « corrosion ». D'autres références ont été ajoutées à la liste bibliographique au cours des travaux.

Le GT a également travaillé à partir des retours d'expérience en France et à l'étranger concernant les mesures prises pour limiter la dissolution du Pb dans les EDCH et en particulier l'utilisation d'OP. Ainsi, le GT a auditionné des représentants :

- de Eau de Paris,
- du SEDIF,
- de la société Veolia Eau,
- du Syndicat Intercommunal d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP).

Des informations ont par ailleurs été collectées auprès des membres du réseau européen informel en charge de l'élaboration de réglementations sur l'EDCH de pays membres de l'Union européenne « *European Network of Drinking Water Regulator* » - ENDWARE (groupe) et de l'agence de l'environnement nord américaine (US-EPA) par le biais d'un questionnaire élaboré par le GT.

Des informations ont également été transmises par l'Agence régionale de santé d'Île-de-France et la Fédération nationale des collectivités concédantes et régies (FNCCR).

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet du ministère en charge des solidarités et de la santé (<https://dpi.sante.gouv.fr>).

Les membres du CES « Eaux » identifiés comme présentant un risque de conflits d'intérêts n'ont pas assisté aux présentations des travaux ni participé aux débats en séance.

2 Contamination de l'EDCH par le plomb

2.1 Origine du plomb dans l'eau

2.1.1 Plomb dans la ressource en eau

Le plomb se trouve à l'état naturel dans les roches. Il s'agit d'un métal dont les composés sont très peu hydrosolubles et de faible mobilité géochimique. Les teneurs dans les eaux souterraines sont, en conséquence, très faibles en dehors des eaux des zones minières dont le pH peut être très acide. Il est aussi immobilisé dans les sédiments (Afssa, 2004).

Une extraction de la base de données quantitatives et qualitatives relatives à la qualité des eaux souterraines « Ades » montre que les concentrations en Pb dans les eaux souterraines en France, pendant la période du 1^{er} janvier au 31 décembre 2015, sont comprises entre 0,05 et 12 µg/L, avec une médiane de 0,3 µg/L, en considérant uniquement les données quantifiées (« domaine de validité ») et en excluant les données communes à la base SISE-Eaux¹ (présentées dans le

Tableau 1), soit 206 résultats sur 1 253 analyses. Ces données de la base Ades concernent des eaux souterraines qui ne sont pas spécifiquement utilisées pour la production d'EDCH.

Le contrôle sanitaire des eaux (CS) prévoit l'analyse du Pb dans les ressources en eaux superficielles utilisées pour la production d'EDCH. L'arrêté du 11 janvier 2007² modifié fixe la LQ pour le paramètre Pb dans l'eau brute à 50 µg/L.

Une extraction de la base SISE-Eaux a été réalisée pour la période du 1^{er} janvier 2014 au 31 décembre 2014 pour l'ensemble des départements français (métropole et outre-mer) afin de déterminer les concentrations en Pb dans les eaux brutes utilisées pour la production d'EDCH (Tableau 1). Les résultats exprimés selon la forme « N.M. » signifiant « non mesuré » (0,2 % du total) ont été écartés de l'analyse. 93,93 % des résultats concernent des captages d'eaux superficielles (ESU), 5,99 % d'eaux souterraines (ESO) et 0,08 % des mélanges d'ESU et d'ESO.

Tableau 1 : Description des données de concentration en plomb dans les eaux brutes servant à la production d'EDCH. Extraction de la base SISE-Eaux.

Type d'installation	Captages	Mélanges de captages
Nombre	3 467	125
Limite maximale de quantification (µg/L)	20	5
Fréquence de quantification (%)	18	16
Concentration maximale (µg/L)	93	13
<i>Pour les données quantifiées</i>		
Médiane (µg/L)	1,0	0,3
Percentile 95 (µg/L)	6,3	13

¹ Système d'information en Santé-Environnement sur les Eaux

² Arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des EDCH mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

Des rejets provenant d'activités industrielles peuvent être à l'origine de la présence de Pb dans les eaux de surface. D'après la base de données IREP (Registre Français des Émissions Polluantes³), 15 tonnes de Pb et de ses dérivés auraient été émis directement dans le milieu naturel en 2014 en France par des industries (principalement métallurgiques) et des stations d'assainissement des eaux usées (STEU) urbaines.

Le Pb et ses composés figurent dans la liste des « substances prioritaires » de la Directive cadre sur l'eau⁴ (DCE). Des normes de qualité environnementales (NQE) sont définies dans la Directive 2013/39/UE pour les eaux de surface (Tableau 2). Dans le cadre de l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau, la DCE autorise pour les éléments traces métalliques une correction des concentrations mesurées par rapport à leur niveau naturel (fond géochimique) ainsi que vis-à-vis de leur fraction biodisponible, c'est-à-dire assimilable par les organismes aquatiques (site de l'Onema⁵).

Tableau 2 : Normes européennes de qualité environnementales (NQE) pour le plomb et ses composés. (MA : Moyenne annuelle ; CMA : Concentration maximale admissible)

NQE-MA eaux de surface intérieures ^(a) (µg/L)	NQE-MA autres eaux de surface ^(b) (µg/L)	NQE-CMA eaux de surface intérieures (µg/L)	NQE-CMA autres eaux de surface (µg/L)
1,2	1,3	14	14

^(a) Rivières, lacs et masses d'eau superficielles

^(b) Eaux de transition, eaux côtières, eaux territoriales

Le Tableau 3 présente les pourcentages d'abattement du Pb dans l'eau par différents procédés de traitement destinés à la production d'EDCH.

Tableau 3 : Pourcentages estimés de réduction de la concentration en plomb dans les eaux au sein des filières de potabilisation d'EDCH (Degrémont, 2016).

Clarification complète	Clarification suivie d'un affinage par charbon actif en grain	Traitements membranaires par osmose inverse ou nanofiltration
50 à 80 %	80 à 100 %	80 à 100 %

Le programme de prélèvements et d'analyse dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux fournies par un réseau de distribution ne prévoit pas le dosage du Pb en sortie de filières de potabilisation. Toutefois, des résultats de mesures réalisées en sortie d'usine de traitement ou au niveau de réservoirs (TTP) apparaissent dans la base SISE-Eaux. D'après les données extraites de la base et à disposition du GT (cf 2.4), 91 % des 447 mesures effectuées dans des échantillons codés

³ <http://www.georisques.gouv.fr/dossiers/irep-registre-des-emissions-polluantes>, consulté le 01/06/2017

⁴ Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

⁵ <http://www.onema.fr/contaminants-et-pollutions-aquatiques-les-normes-de-qualite-environnementales-valeurs-seuils>, consulté le 10/04/2017

« TTP » en 2015 au niveau national présentent un résultat inférieur à la limite de quantification (LdQ), ces limites étant, selon les laboratoires, variables de 0,5 à 5 µg/L.

2.1.2 Plomb dans les EDCH

La présence de Pb dans l'EDCH est essentiellement liée au réseau de distribution.

En France, ce métal a été utilisé couramment jusque dans les années 1960, puis de manière marginale jusqu'en 1995, pour la fabrication de branchements permettant de connecter le réseau privé au réseau public de distribution (Figure 1). Du fait de ses propriétés mécaniques, le Pb a largement été utilisé pour la fabrication de canalisations de faible diamètre dans les réseaux intérieurs des bâtis (réseaux privatifs), avant de se raréfier à partir des années 1950 (site Ministère chargé de l'environnement). La pose de canalisations en Pb dans les installations de distribution d'EDCH a été interdite par le décret n° 95-363 du 5 avril 1995⁶.

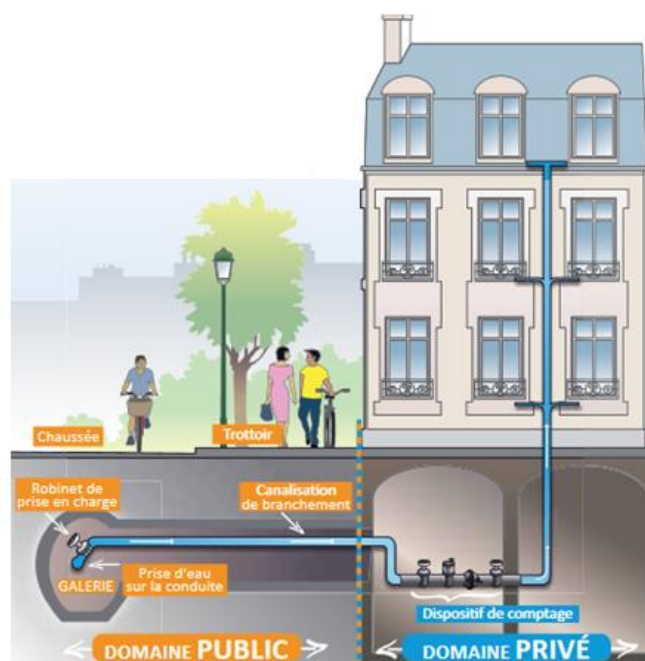


Figure 1: Représentation d'un branchement entre un bâti et le réseau public de distribution (d'après un schéma d'Eau de Paris⁷)

Le Pb entre également dans la composition des soudures « à l'étain » utilisées pour raccorder les tubes en cuivre (Cu) mais également dans la composition de certains alliages utilisés dans les matériaux des réseaux de distribution.

L'arrêté du 29 mai 1997 relatif aux matériaux et objets utilisés dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'EDCH, définit les teneurs maximales en Pb pouvant

⁶ Décret n° 95-363 du 5 avril 1995 modifiant le décret no 89-3 du 3 janvier 1989 modifié relatif aux EDCH, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

⁷ Eau de Paris. Branchement d'eau potable. Guide pratique. Edition 2015.

être présentes dans ces alliages (Tableau 4). Les teneurs proposées dans le cadre des travaux de coopération dans le champ de la réglementation des matériaux au contact de l'eau (MCDE) du groupe européen dit des « 4 MS »⁸ sont plus restrictives mais ne sont pas encore d'application obligatoire en France.

Tableau 4 : Teneurs maximales en Pb autorisées en France et proposées par les 4 MS dans les alliages utilisés dans les réseaux de distribution d'EDCH.

Alliages	Utilisation	Teneur maximale en Pb (%) Arrêté du 29/05/97	Teneur en Pb (%) Valeurs proposées par les 4 MS ⁹
Acier galvanisé (acier revêtu d'une couche de zinc)	Conduites	1	≤ 0,05
Laiton (alliage cuivre et zinc)	Raccords, robinetterie	5	Alliages de cuivre sans Pb ≤ 0,2 Alliages de cuivre au Pb entre 0,2 et 3,5* -
Bronze (alliage cuivre et étain)	Raccords, robinetterie	6	
Alliage Cuivre-aluminium	Raccords, robinetterie	0,5	

*Teneur maximale en fonction du groupe de produits et de la surface du matériau en contact avec l'EDCH

Certains polychlorures de vinyle (PVC) sont stabilisés au stéarate de Pb (Astee, 2008). Pour pouvoir être commercialisés et utilisés en France dans la réalisation de réseaux de distribution d'EDCH, les PVC doivent disposer d'une attestation de conformité sanitaire (ACS), qui ne pourra être délivrée si le stéarate de Pb est présent dans la formulation du matériau, celui-ci ne figurant pas sur une liste positive de composés autorisés.

L'arrêté du 10 juin 1996¹⁰ a interdit l'emploi de brasures contenant des additions de Pb dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'EDCH.

Les figures 2 et 3 représentent respectivement, d'après les données de l'Insee, la part et le nombre de logements construits avant 1946 en France métropolitaine et donc susceptibles de comporter des canalisations en Pb. La plupart des logements dans les départements-régions d'Outre Mer (DROM) ont été construits après cette date. En 2010, 667 976 résidences principales étaient recensées dans les DROM (hors Mayotte), dont 18 439 logements construits avant 1946 soit 2,8 % du parc (Insee, 2013¹¹).

Douard et Lebental (2013) estiment qu'il restait, en 2012, environ 7,5 millions de logements comportant des canalisations intérieures en Pb en France.

⁸ Groupe dit des « 4 MS » ou 4 États membres de l'Union européenne : Royaume-Uni, Pays-Bas, Allemagne, France.

⁹ www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/7th_revision_4ms_scheme_for_metallurgic_materials_part_b.pdf, consulté le 01/06/2017

¹⁰ Arrêté du 10 juin 1996 relatif à l'interdiction d'emploi des brasures contenant des additions de plomb dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'EDCH.

¹¹ <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2044711>, consulté le 01/06/2017

De vastes programmes de remplacement de branchements publics en Pb ont été initiés par les collectivités à partir du début des années 2000 (cf 6.2.2).

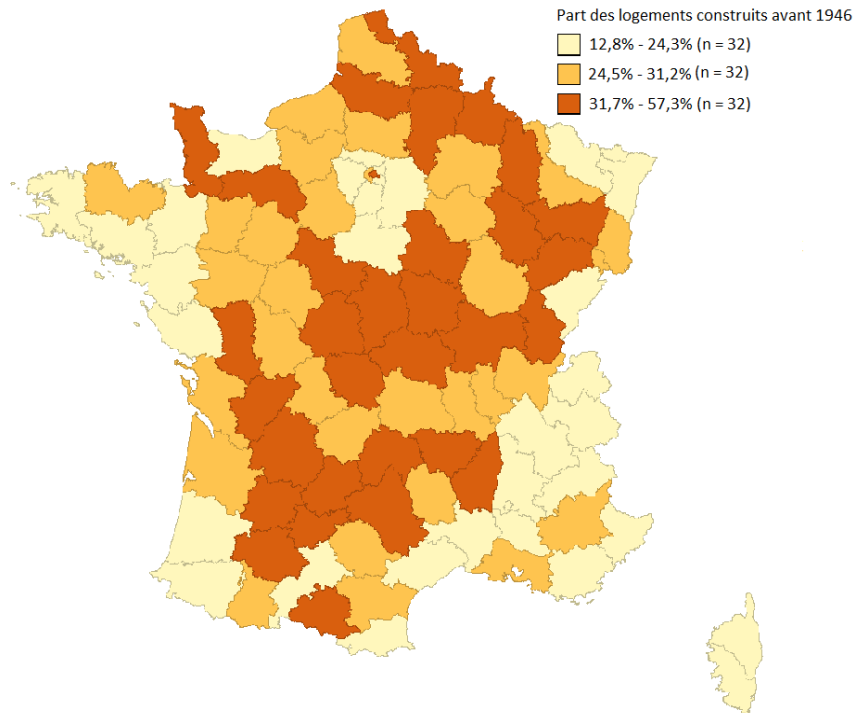


Figure 2 : Part des logements construits avant 1946 en France métropolitaine (Insee, 2013).

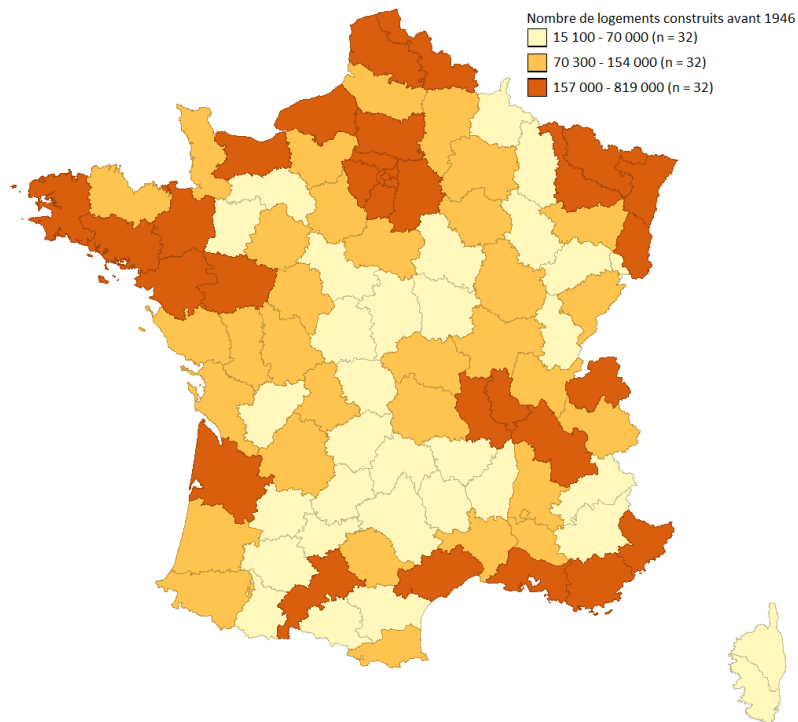


Figure 3 : Nombre de logements construits avant 1946 en France métropolitaine (Insee, 2013).

2.1.3 Responsabilités des acteurs concernés

Personne responsable de la production et de la distribution de l'eau

D'après l'article R1321-44 du code de la santé publique (CSP), la personne responsable de la production et la distribution de l'eau (PRPDE) « *doit, afin de réduire ou éliminer le risque, lorsqu'il est imputable au service de production et de distribution de l'eau, de non respect après la fourniture [...] des limites de qualité [...] prendre toute mesure technique appropriée pour modifier la nature ou la propriété des eaux avant qu'elles ne soient fournies* »

La PRPDE doit informer le maire et le préfet de l'application de ces mesures ainsi que les consommateurs (articles R1321-27 à -30 du CSP).

En cas de non-respect des LQ, la PRPDE est « *réputée avoir rempli ses obligations lorsqu'il peut être établi que ce fait est imputable à l'installation privée de distribution ou à son entretien* » (article R1321-45 du CSP).

Établissements délivrant de l'eau au public

Pour les établissements délivrant de l'eau au public tels que les écoles, les hôpitaux ou les restaurants, la personne responsable de l'établissement doit s'assurer de la conformité de l'eau qu'elle délivre. Elle est également tenue de procéder à une vérification de son réseau intérieur de distribution d'eau et de procéder aux travaux nécessaires afin de garantir la qualité de l'eau (site du Ministère de la santé ¹²).

Propriétaires

Le propriétaire d'un logement est responsable de ses installations intérieures après le compteur et donc des dégradations de la qualité de l'eau qui peuvent s'y produire.

Lorsque le logement est en copropriété :

- si les canalisations qui nécessitent des travaux sont privatives, il incombe au(x) (co)propriétaire(s) de faire réaliser des travaux,
- si les canalisations qui nécessitent des travaux sont communes à la copropriété, le syndic a un devoir de conseil et d'information vis-à-vis des copropriétaires. Le syndicat des copropriétaires est alors appelé à se prononcer sur les modalités de la réalisation des travaux (site du Ministère en charge de la santé).

2.2 Phénomène de dissolution du plomb

2.2.1 Corrosion du plomb

Le Pb est un métal qui se corrode très peu à l'air libre ou au contact de l'eau, en comparaison avec d'autres métaux comme le fer (Fe) ou le zinc (Zn).

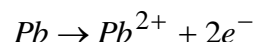
Néanmoins, la quantité de Pb dissous est proportionnelle à la surface de Pb métallique en contact avec l'eau, ce qui induit un risque supérieur en cas de grande longueur de conduites, qui doit donc être prise en compte.

¹² <http://social-sante.gouv.fr/sante-et-environnement/eaux/article/eau-et-plomb>, consulté le 27/04/2017

La dissolution du Pb dans l'eau peut être également importante en cas de corrosion galvanique. Ce phénomène se produit lorsque le Pb joue le rôle d'anode dans un couplage galvanique avec un autre métal (cuivre par exemple) jouant le rôle de cathode, du fait de la différence de potentiel des deux métaux en contact (Figure 4).

- À l'anode, le Pb en phase solide et à l'état d'oxydation zéro, passe en phase liquide à l'état d'oxydation « II » sous forme de Pb^{2+} . Le Pb ne se dissout sous la forme de plomb tétravalent que dans des conditions extrêmement oxydantes qui ne sont pas rencontrées dans les eaux. Le Pb tétravalent est rencontré sous la forme d'oxyde PbO_2 .

La réaction est :



- À la cathode, plusieurs réactions peuvent avoir lieu :
 - Réduction de l'oxygène : $\frac{1}{2}O_2 + H_2O + 2e^{-} \rightarrow 2OH^{-}$
 - Réduction du chlore libre : $Cl_2 + 2e^{-} \rightarrow 2Cl^{-}$
 - Réduction du proton : $2H^{+} + 2e^{-} \rightarrow H_2$

Cette dernière réaction ne peut avoir lieu que dans des eaux suffisamment acides.

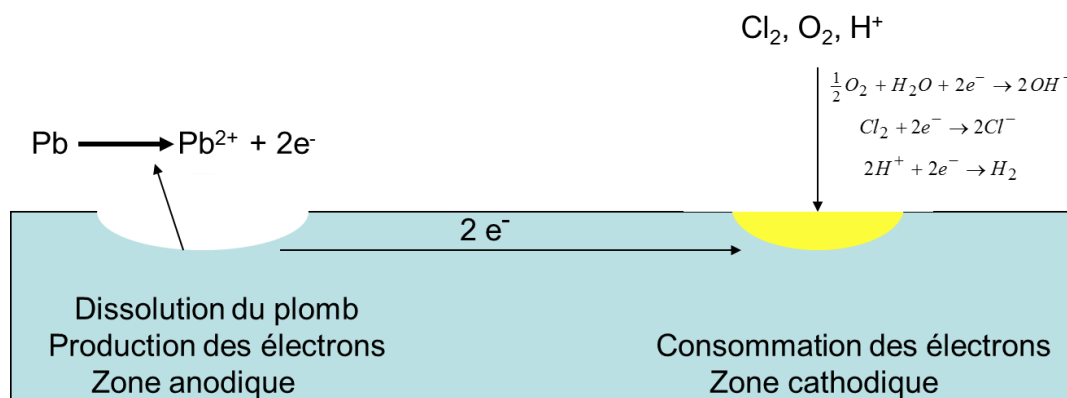


Figure 4 : Corrosion galvanique du plomb en présence d'un autre métal comme, par exemple du cuivre, au niveau des soudures, par corrosion acide (eau acide) ou par corrosion oxydante (chlore ou oxygène dissous).

Le courant anodique est, en valeur absolue, égal au courant cathodique. Si les surfaces anodiques et cathodiques sont différentes, les densités de courant sont alors différentes. Ainsi, des dissolutions très importantes peuvent s'observer sur de petites surfaces.

Les ions Pb^{2+} formés se combinent aussitôt avec les anions présents dans l'eau pour former des complexes. Ces anions peuvent être des carbonates CO_3^{2-} , hydrogencarbonates HCO_3^{-} , hydroxydes OH^{-} , chlorures Cl^{-} , sulfates SO_4^{2-} ou nitrates NO_3^{-} (Figure 5 et Figure 6).

Comme le montre la Figure 5, les réactions avec les anions CO_3^{2-} et OH^{-} peuvent former des composés susceptibles de précipiter et de se déposer sur les parois en y adhérant. Leur solubilité dépend du pH. S'il est inférieur à 6,5, les concentrations des anions CO_3^{2-} et OH^{-} au voisinage de la paroi ne sont pas suffisamment élevées pour que les complexes précipitent. Lorsque le pH augmente, il se forme d'abord du carbonate de Pb ($PbCO_3$), puis de l'hydroxycarbonate de Pb $Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$ ($pK_s = -18$) et l'hydroxyde de Pb $Pb(OH)_2$. L'hydroxycarbonate de Pb

(hydroxycérusite) apparaît lorsque le pH se situe entre 7 et 10. Il s'agit donc du composé le plus souvent rencontré dans les EDCH.

Lorsque l'eau est en contact avec un tuyau neuf en Pb, la corrosion de la paroi conduit à l'émission d'ions Pb^{2+} en quantité importante. Une étude non publiée (Leroy, 1992) fait apparaître des concentrations de Pb au robinet dans un immeuble à Paris (pH voisin de 7,5, TAC = 19 °f) variant de 150 à 500 µg/L après stagnation pendant 12 h. Les grandes variations de concentrations observées sur certains sites résultent de la présence de Pb « particulaire » dans le prélèvement. En effet, lorsque le Pb se corrode, les ions Pb^{2+} diffusent dans l'eau et la concentration du Pb peut dépasser la solubilité de l'hydroxycarbonate. Il précipite alors, pour partie sur la paroi même du tuyau et pour le reste sous forme de particules qui sont entraînées avec l'eau. Ceci implique une grande rigueur dans les méthodes de prélèvement pour analyses.

La paroi se recouvre progressivement d'une couche d'hydroxycarbonate de Pb adhérente qui isole au moins partiellement le métal de l'eau. Après un an environ de contact avec l'eau en écoulement, la paroi intérieure est estimée totalement recouverte. La concentration du Pb dans l'eau est alors fixée par la seule solubilité de l'hydroxycarbonate jusqu'à équilibre.

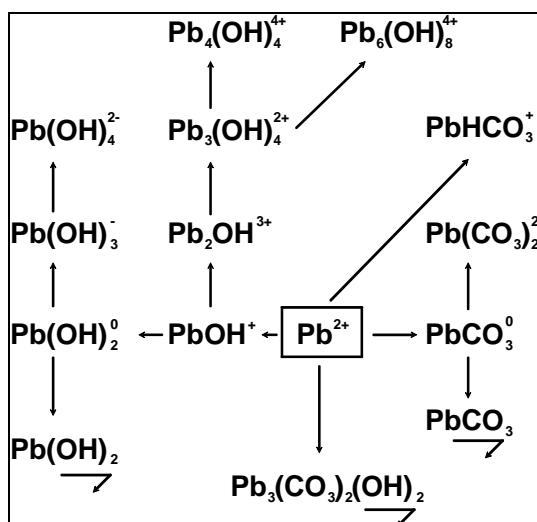


Figure 5 : Complexes formés à partir du plomb et des anions CO_3^{2-} et OH^- .

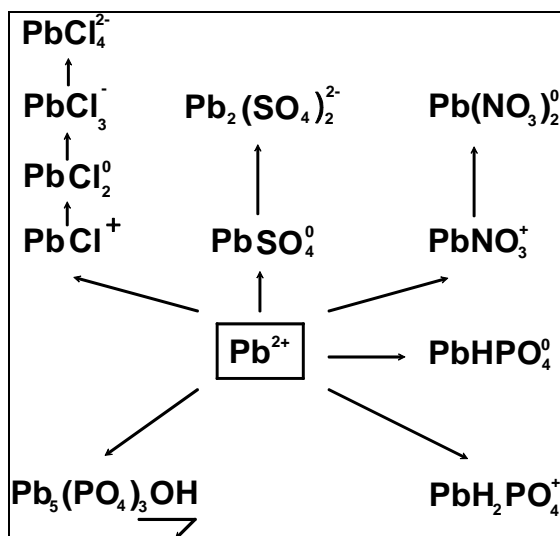


Figure 6 : Complexes formés à partir du plomb et des anions Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- et PO_4^{2-} .

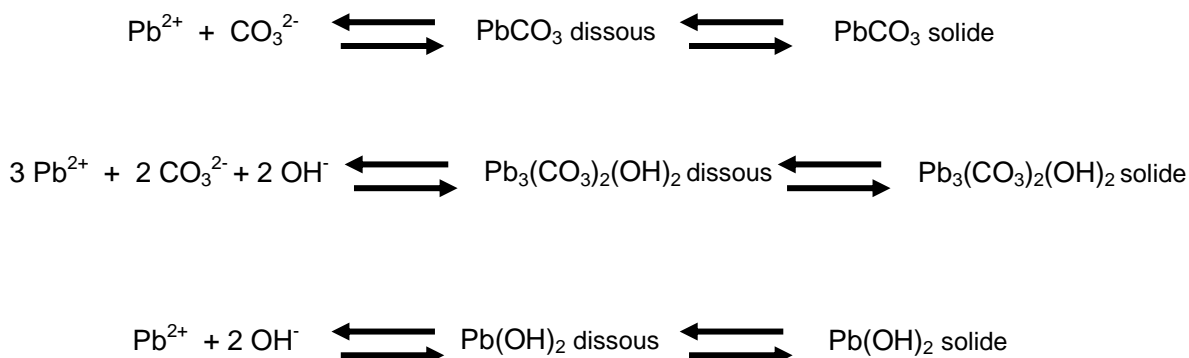


Figure 7 : Principaux composés adhérant aux parois.

2.2.2 Influence des caractéristiques de l'eau sur la corrosion du plomb

La solubilité des différents complexes à base de Pb dépend très largement de :

- *L'acidité de l'eau* : plus le pH est faible, plus l'eau est corrosive vis-à-vis des métaux.
- *La dureté de l'eau (TH)* : plus une eau est pauvre en carbonate de calcium (tartre) - l'eau est alors dite « douce » - plus elle est corrosive. Une eau douce et acide est très corrosive vis-à-vis du Pb.
- *L'alcalinité (TAC)*: l'effet de l'alcalinité dépend du pH, comme le montre la Figure 8. Si l'effet du pH est toujours dominant, il apparaît qu'à pH > 7 environ la solubilité du Pb augmente avec le TAC du fait de la formation d'une paire d'ions $\text{Pb}(\text{HCO}_3)^-$.
- *La teneur en phosphates* : la solubilité du Pb diminue en présence de phosphates (cf 4.2).
- *La température de l'eau* : la solubilité du Pb augmente lorsque la température de l'eau s'élève. Cette solubilité est par exemple multipliée par deux lorsque la température passe de 12 à 25° (Leroy, 1993).
- *La quantité de chlore libre* : si le chlore libre peut être réduit à la cathode, il peut également oxyder les ions Pb^{2+} formés à l'anode en PbO_2 ce qui a tendance à diminuer la concentration en Pb^{2+} .
- *L'écoulement* : l'écoulement peut influencer la concentration en Pb dans l'eau de diverses manières. La vitesse de l'écoulement peut initier des mécanismes d'érosion des produits de corrosion et modifier le développement des dépôts formés sur les parois. La concentration en particules riches en Pb peut être fortement modifiée par ces phénomènes d'érosion des dépôts à la paroi et ainsi contribuer de manière importante à la concentration totale dosée dans l'eau. Ainsi, il est généralement observé que sous écoulement, le Pb total provient essentiellement des particules en provenance des dépôts de produit de corrosion alors qu'en période de stagnation, cette contribution n'est importante que pour les pH élevés (Xie et Giammar, 2011 ; Wang *et al.*, 2012).

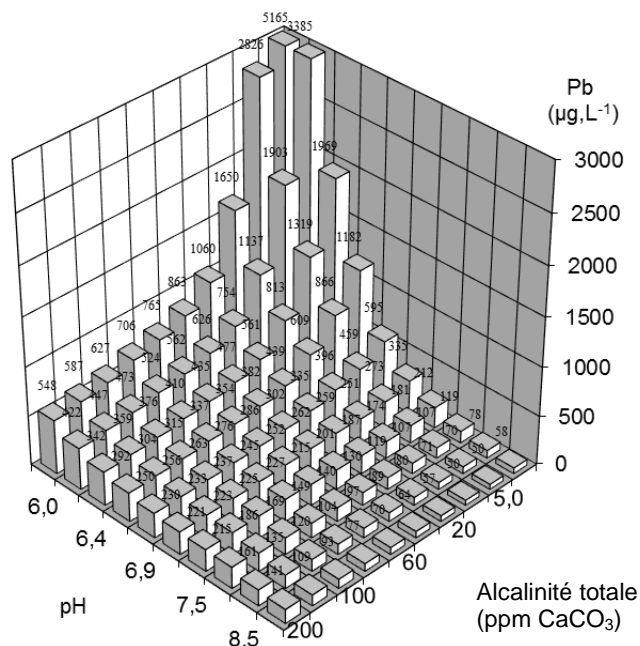


Figure 8 : Effet combiné du pH et de l'alcalinité sur la solubilité du Pb dans l'eau (Leroy, 1993).

« **Potentiel de dissolution du plomb** »

L'arrêté du 4 novembre 2002¹³ définit les modalités d'évaluation du « potentiel de dissolution » du Pb. Cette évaluation est basée sur des mesures du pH réalisées *in situ* pendant une année, dont le nombre varie en fonction du débit d'eau distribuée. Une valeur de référence du pH est déterminée à partir de l'ensemble des analyses disponibles.

D'après la circulaire DGS/SD7A du 6 décembre 2002, le potentiel de dissolution du Pb dans l'eau est caractérisé par quatre classes (Tableau 5), établies en déterminant :

- 1- la solubilité du Pb estimée à l'aide du modèle de Schock *et al.* (1996) à partir des résultats de la mesure du pH et du TAC de l'eau ;
- 2- la teneur moyenne en Pb dans l'eau en contact avec des conduites composées de ce métal, en appliquant à la solubilité un coefficient de 0,09.

Cette méthode est basée sur les travaux de l'AGHTM ¹⁴ .

Le GT note la cohérence du tableau 5 avec les données présentées par la figure 8.

¹³ Arrêté du 4 novembre 2002 relatif aux modalités d'évaluation du potentiel de dissolution du Pb pris en application de l'article 36 du décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux EDCH, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

¹⁴ Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux, devenue ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement). L'AGHTM a publié en juin 2001 le guide pratique *Contrôle de la concentration en plomb dans l'eau : Échantillonnage, prélèvement, analyse, interprétation*.

Tableau 5 : Potentiel de dissolution du plomb en fonction de classes de pH de l'eau.

Classe de référence de pH de l'eau mesuré <i>in situ</i>	Caractérisation du potentiel de dissolution du plomb
pH ≤ 7,0	Très élevé
7,0 < pH ≤ 7,5	Elevé
7,5 < pH ≤ 8	Moyen
pH > 8	Faible

En 2006, la DGS a publié un bilan national relatif à l'évaluation du potentiel de dissolution du Pb dans l'eau délivrée à la population pour 18 716 unités de distribution (UDI), soit 70 % du nombre total d'UDI du territoire national, desservant 46 millions d'habitants.

Le Nord, le Centre-Est et le Massif Central sont les zones géographiques pour lesquelles la proportion d'UDI ayant un potentiel de dissolution du Pb élevé ou très élevé est la plus importante (Figure 9). Cette proportion est plus faible dans certaines zones où les eaux brutes sont naturellement agressives, telles que l'Ouest, du fait qu'une part importante des eaux distribuées est neutralisée et/ou reminéralisée (cf chapitre 6). Au total, 60 % de la population française de métropole et DOM était alimentée par une eau présentant un potentiel de dissolution du Pb élevé (Figure 10).

Le rapport de la DGS fait mention de limites d'interprétation :

- Pour certaines UDI, les informations disponibles n'ont pas permis de déterminer le potentiel de dissolution selon la méthode réglementaire ;
- Dans certains cas, les informations fournies par les PRPDE ont été complétées avec les mesures réalisées en laboratoire dans le cadre du contrôle sanitaire ;
- 80 % du nombre d'UDI pour lesquelles le potentiel de dissolution du Pb a été évalué ont été prises en compte pour déterminer la répartition de la population exposée.

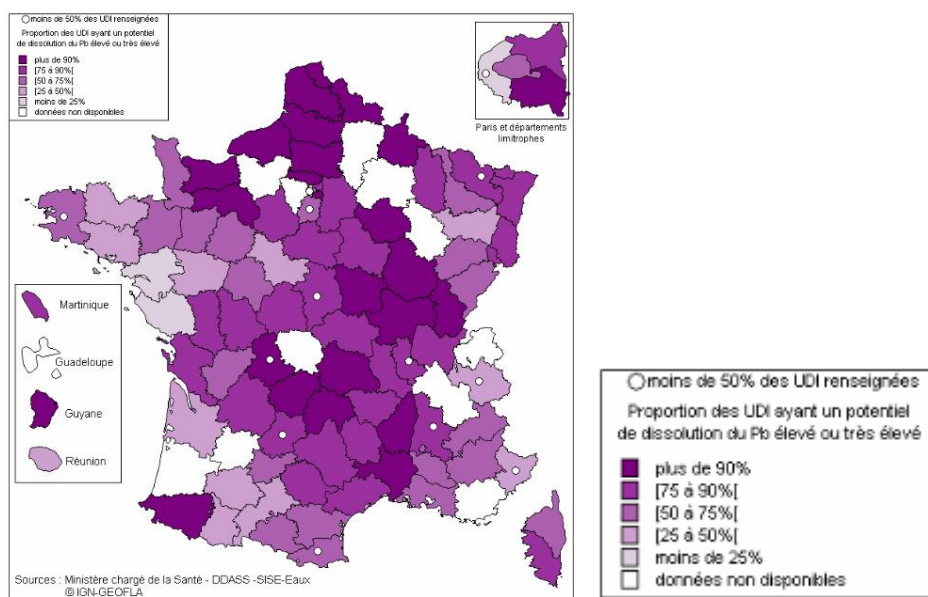


Figure 9 : Proportion des unités de distribution d'eaux destinées à la consommation humaine ayant présenté, en 2006, un potentiel de dissolution du plomb « élevé » ou « très élevé » (DGS, 2006).

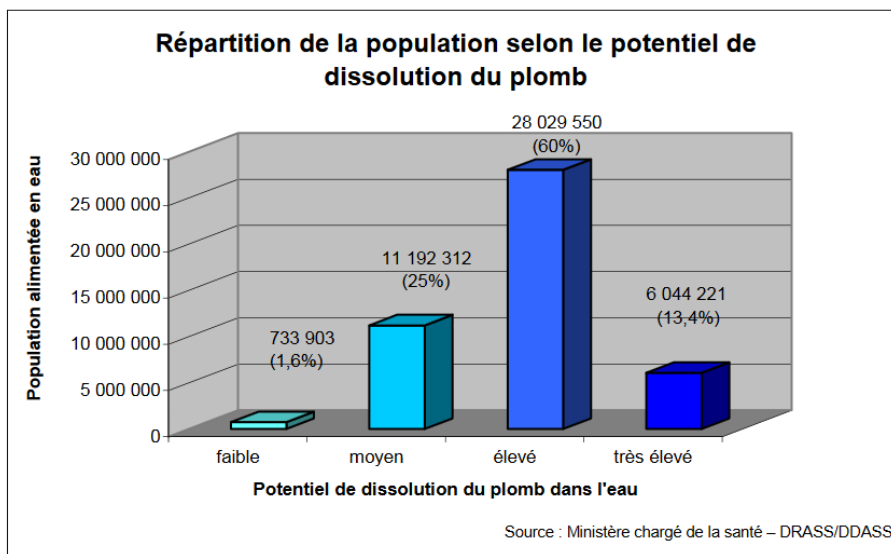


Figure 10 : Répartition de la population alimentée, en 2006, par classes d'intensité du potentiel de dissolution du Pb dans l'eau de consommation (DGS, 2006).

2.2.3 Influence des caractéristiques du réseau de distribution

Effet de la longueur et du diamètre des canalisations

La concentration du Pb dans l'eau en écoulement croît avec la longueur de la conduite alors qu'elle décroît à mesure que le diamètre augmente. La figure 11.a illustre l'influence de la longueur et du diamètre. Par exemple, dans une conduite de diamètre de 10 mm, la concentration en Pb dans l'eau atteint 5 % de la concentration d'équilibre pour une longueur de 2 m et peut atteindre, 80 % de la saturation pour une longueur de 100 m. Si le diamètre est de 50 mm, la concentration du Pb après passage dans 2 m de conduite reste inférieure à 1 % de la saturation et ne dépasse pas 30 % de la saturation après contact avec 100 m de conduite.

En stagnation, la concentration augmente d'autant plus rapidement que le diamètre est faible. La figure 11.b montre qu'après 2 h de contact avec une conduite de diamètre de 10 mm, l'équilibre est pratiquement atteint, alors que dans une conduite ayant un diamètre de 50 mm la concentration du Pb n'est que de l'ordre de 20 % de la saturation.

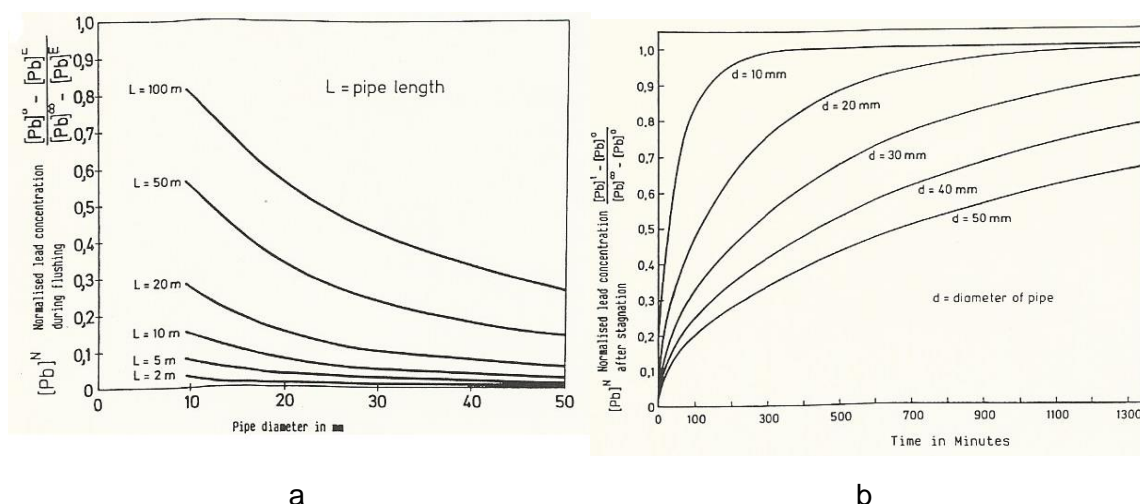


Figure 11 : Influence de la longueur et du diamètre des canalisations sur la concentration en Pb dans l'eau (Kuch et Wagner, 1983).

Effet de la présence d'un couple galvanique

Le couple galvanique le plus fréquemment rencontré dans les réseaux intérieurs de distribution aux habitations est le couple Pb/Cu. En effet, lors de l'apparition d'une fuite sur une conduite en Pb, l'option la plus simple envisagée par les plombiers est de remplacer la partie endommagée par un élément de conduite en Cu. Des couples Pb/Cu peuvent être observés dans des immeubles où seules les canalisations en Pb apparentes et facilement accessibles ont été remplacées par du Cu. Les passages de conduites à travers les planchers, peu accessibles, restent souvent en Pb et les raccords avec les canalisations en Cu sont le plus souvent réalisés par brasage direct.

Il se forme alors une pile galvanique à chaque extrémité de la conduite en Cu, dans laquelle le Pb constitue l'anode et le Cu, la cathode. Compte tenu de la différence de potentiel existant entre ces deux métaux ($E_{\text{OCu}2+/\text{Cu}} = 0,34 \text{ V}$ et $E_{\text{OPb}2+/\text{Pb}} = -0,13 \text{ V}$), l'attaque du Pb est fortement accélérée car les ions Pb^{2+} émis par le métal diffusent dans l'eau et peuvent précipiter sous forme de particules d'hydroxycarbonate de Pb.

Un autre couple galvanique fréquemment rencontré est le couple constitué par un tube en Cu et une brasure tendre dénommée « soudure à l'étain ». Ce type de brasure est constitué d'un alliage étain-plomb contenant 60 % de Pb. Bien qu'interdite depuis 1996, elle est encore commercialisée pour les soudures de composants électriques et il existe donc encore des brasures réalisées avec ce matériau. Le couple galvanique ainsi formé est caractérisé par une cathode en Cu de grande dimension et une anode en alliage étain-Pb de très petite dimension. En raison de sa faible surface de contact avec l'eau et donc de la forte densité de courant (cf 2.2.1), la brasure se corrompt très vite en diffusant des ions Pb^{2+} en grande quantité qui peuvent alors précipiter et former des particules d'hydroxycarbonate de Pb lors d'une période de stagnation. La concentration du Pb dans l'eau peut être localement élevée mais ne concerne qu'un volume limité.

2.2.4 Influence des biofilms

Les effets des biofilms bactériens sur la corrosion sont multiples.

Ils sont impliqués dans la corrosion du fait d'espèces microbiennes appartenant à divers groupes métaboliques caractérisés par une activité redox spécifique (bactéries sulfato et thiosulfato-réductrices, ferroxidantes, ferriréductrices, bactéries acidogènes, bactéries réductrices des nitrates). Sans que les mécanismes de biocorrosion ne soient parfaitement compris, il est

généralement admis que ces groupes métaboliques sont fréquemment impliqués dans les phénomènes de corrosion. Il est alors évoqué un phénomène de « corrosion microbiologiquement influencée » ou « MIC » (*microbially influenced corrosion*).

En général, les biofilms ont plutôt tendance à déstabiliser la surface, par des phénomènes de corrosion que les bactéries accentuent. Dans les canalisations d'EDCH (tubercules de corrosion) ou dans l'EDCH, il est par ailleurs bien documenté que la densité bactérienne est plus élevée, notamment pour les coliformes, en présence de produits de corrosion (Victoreen, 1987 ; LeChevallier *et al.*, 1993 ; Appenzeller *et al.*, 2001).

Il a toutefois été décrit des cas de stabilisation des surfaces métalliques notamment par précipitation de minéraux sous l'effet de l'activité métabolique bactérienne (e.g.: production de Fe^{II} par respiration du Fe^{III} et formation de vivianite ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$) par réaction avec PO_4^{3-} (Volkland *et al.*, 2000), ou par une production de molécules organiques capables d'inhiber la corrosion telles certaines classes d'EPS (substances polymériques extracellulaires) (Videla et Herrera, 2009).

De plus, les biofilms sont susceptibles de limiter les phénomènes de transport d'ions et molécules à l'interface substrat/biofilm/solution. Ainsi, la paroi des conduits métalliques ne serait plus directement en équilibre avec la solution corrosive. Ceci est dû à la nature hydratée des biofilms qui s'apparente à un gel. Ainsi, un biofilm de *Shewanella oneidensis* est capable de contrôler la cinétique du transport de Pb(II) (Wang *et al.*, 2016a ; Wang *et al.*, 2016b). Dans la même idée, la diffusion vers la solution des produits du métabolisme cellulaire peut être freinée. À titre d'illustration, une couche cellulaire de *Burkholderia cepacia* exposé à Pb(II) est capable d'imposer des microenvironnements et d'induire la formation de nanocristaux de pyromorphite ($Pb_5(PO_4)_3(OH)$), alors que les conditions chimiques de la solution surnageante ne devraient pas permettre la précipitation de cette phase minérale (Templeton *et al.*, 2003).

2.3 Analyse du plomb dans l'EDCH

Conformément au CSP, le contrôle sanitaire des EDCH est mis en œuvre par les agences régionales de santé (ARS).

Le programme d'analyse du contrôle sanitaire des EDCH prévoit une mesure de la concentration en Pb au niveau des ressources en eau superficielles et souterraines (RS et RP) et au point d'usage (robinet) (programme d'analyse complémentaire D2), conformément à l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié. Le nombre d'analyses annuelles dépend de la taille de l'UDI.

L'arrêté du 11 janvier 2007 précité fixe la LQ du Pb dans l'eau brute utilisée pour la production d'EDCH à 50 µg/L et dans l'EDCH à 10 µg/L depuis le 25 décembre 2013, en application de la Directive 98/83/CE.

2.3.1 Méthode d'échantillonnage

Différentes techniques de prélèvement sont possibles, en fonction de l'objectif visé, pour mesurer la concentration en métaux dans l'eau, comme indiqué dans la circulaire DGS/SD7A n°45 du 5 février 2004 relative au contrôle des paramètres Pb, Cu et Nickel (Ni) dans les EDCH :

- Le prélèvement aléatoire : il s'agit de la méthode utilisée dans le cadre du contrôle sanitaire des EDCH, conformément à l'arrêté du 31 décembre 2003¹⁵. Elle consiste à prélever un

¹⁵ Arrêté du 31 décembre 2003 relatif aux conditions d'échantillonnage à mettre en œuvre pour mesurer le plomb, le cuivre et le nickel dans les EDCH pris en application de l'article R. 1321-20 du CSP.

litre d'eau soutiré aux robinets normalement utilisés pour la consommation humaine, au cours de la journée, en une seule fois et sans réalisation de purges préalables des installations de distribution et de prélèvement d'eau.

- Le prélèvement après stagnation contrôlée : un volume de 2 litres d'eau est prélevé après stagnation de l'eau, généralement pendant une période de 30 min, considérant qu'il s'agit du temps moyen de stagnation de l'eau entre deux utilisations. Un écoulement prolongé est réalisé avant stagnation. Un prélèvement après stagnation nocturne peut également être envisagé pour déterminer l'exposition maximale du consommateur au Pb d'origine hydrique.
- Le prélèvement après écoulement (dit « deuxième jet ») : un échantillon de 2 litres d'eau est prélevé après un écoulement dont la durée permet de renouveler au moins trois fois le volume d'eau contenu dans le réseau intérieur (3 minutes en général). Le résultat obtenu correspond à l'exposition minimale du consommateur au Pb d'origine hydrique.
- Le prélèvement proportionnel : il consiste à prélever automatiquement un volume d'eau lors de chaque utilisation pour un usage alimentaire par le consommateur lui-même et nécessite donc l'installation d'un dispositif spécifique qui est un « robinet intégrateur » permettant un double soutirage proportionnel.

Les avantages et inconvénients de chaque technique sont présentés en annexe de la circulaire précitée. Ceux de la méthode de prélèvement aléatoire utilisée dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Avantages et inconvénients de la méthode de prélèvement aléatoire (Circulaire DGS/SD7A n°45).

Avantages	Inconvénients
- résultats interprétables statistiquement au niveau d'une zone de distribution d'eau lorsque le nombre de prélèvements est suffisamment important.	- besoin d'un nombre important de prélèvements pour interpréter statistiquement les résultats au niveau d'une zone de distribution.
- peu de contraintes pour la réalisation du prélèvement : simplicité de mise en oeuvre et peu de dérangement pour le consommateur.	- interprétation difficile des résultats pour un particulier. - résultat non représentatif de l'exposition moyenne du consommateur.
- peu onéreux	- mauvaise reproductibilité des résultats au niveau individuel.

Dans le cadre du contrôle sanitaire, et sauf demande expresse de l'ARS, les laboratoires mettent en oeuvre le prélèvement aléatoire d'un volume de 1 litre. Ce mode d'échantillonnage est repris dans le guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux : FD T 90-520 (AFNOR, octobre 2005) qui constitue le référentiel d'accréditation pour les laboratoires de contrôle sanitaire. Ces prélèvements sont réalisés en cours de journée durant les heures habituelles d'activité aux robinets qui sont normalement utilisés pour la consommation humaine. Les sites de prélèvements d'échantillons d'eau sont choisis de manière aléatoire mais se situent généralement dans les centres bourgs et non en fin de réseau présentant de longs temps de séjour.

Dans la circulaire du 21 septembre 2016 relative au dispositif de lutte contre le saturnisme infantile et de réduction des expositions au Pb, il est proposé aux ARS, lorsque la concentration dans l'EDCH mesurée dans le cadre du contrôle sanitaire est supérieure à 20 µg/L, de mettre en oeuvre, à titre expérimental, le protocole suivant :

- un prélèvement après écoulement correspondant à l'exposition minimale du consommateur,
- un prélèvement après 30 minutes de stagnation correspondant à une consommation «normale» de l'eau du robinet.

En fonction des résultats obtenus, différentes mesures peuvent être mises en place (cf 6.2).

2.3.2 Méthode d'analyse

Pour le dosage du Pb dans les eaux, il existe trois méthodes normalisées :

- NF EN ISO 11885 [2009] : Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES) ;
- NF EN ISO 17294-2 [2016] : Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) ;
- NF EN ISO 15586 [2004] : Dosage des éléments traces par spectrométrie d'absorption atomique en four graphite.

À ce jour, 53 laboratoires sont agréés et donc accrédités en France pour le dosage du Pb dans les EDCH, principalement par les méthodes ICP-MS ou par ICP-OES.

Conservation et prétraitement des échantillons

Les échantillons sont généralement prélevés dans des flacons en plastique ou en verre brun et acidifiés à un niveau de pH entre 1 et 2 par de l'acide nitrique. Dans le cadre d'analyses du contrôle sanitaire des eaux, l'étape de minéralisation n'est pas nécessaire (Circulaire DGS-SD7A n°2003-445 du 17 septembre 2003). Les échantillons sont considérés stables pendant un mois.

Pour analyser la fraction dissoute, les échantillons sont filtrés (porosité 0,45 µm) immédiatement après le prélèvement et avant acidification.

Performances

De manière générale, les limites de quantification (LdQ) pour l'analyse du Pb sont de l'ordre de 1 µg/L en ICP-MS et comprises entre 5 et 10 µg/L en ICP-OES. Les incertitudes intra-laboratoires sont de l'ordre de 15 à 20 % alors que les incertitudes inter-laboratoires sont de 30 à 40 % en fonction du niveau de concentrations mesuré.

La figure 12 présente la distribution des LdQ atteintes pour le Pb dans les EDCH par les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux en 2016. La LdQ médiane est de 2 µg/L et la moyenne de 2,6 µg/L.

La figure 13 représente la répartition des incertitudes intra-laboratoires pour les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux, avec une incertitude médiane inférieure à 20 %.

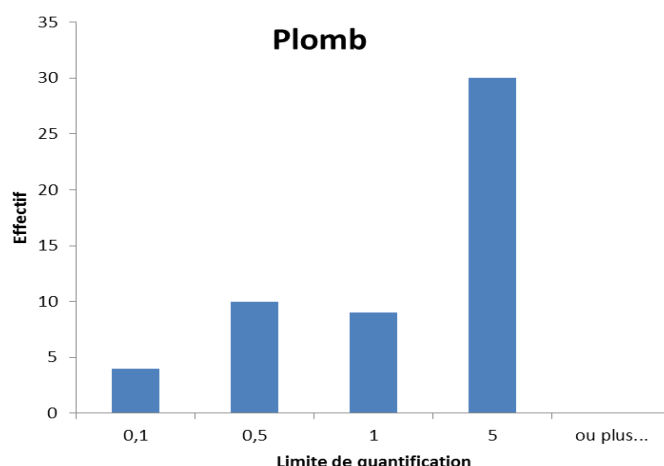


Figure 12 : Distribution des limites de quantification pour l’analyse du plomb (µg/L) par les laboratoires agréés en France pour le contrôle sanitaire des eaux (données 2016).

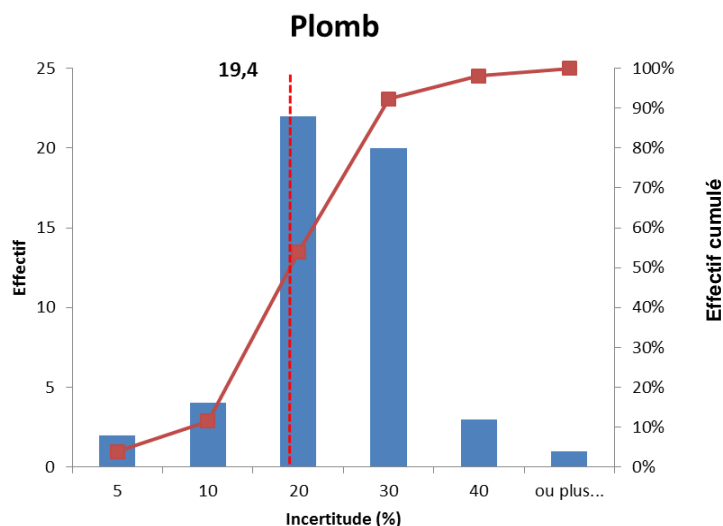


Figure 13 : Incertitudes intra laboratoires (%) élargies (IC = 95 %) pour l’analyse du plomb par les laboratoires agréés en France pour le contrôle sanitaire des eaux (données 2016).

Interférences

Les interférences rencontrées dépendent de la méthode mise en œuvre. Elles sont principalement liées à des interférences spectrales ou isobariques¹⁶ pour les méthodes instrumentales. Le contrôle qualité interne du laboratoire permet généralement de les maîtriser (étalons internes, correction de bruit de fond, étude des spectres, etc.).

¹⁶ Lorsque deux éléments distincts présentent des isotopes de masses identiques.

Exigences réglementaires

L'arrêté du 5 juillet 2016 impose une accréditation pour les laboratoires réalisant des prélèvements et analyses dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux.

Aucune méthode n'est imposée pour l'analyse du Pb dans le cadre du contrôle sanitaire, seules des exigences de performances sont attendues. Sur la base de la directive 98/83, l'arrêté du 17 septembre 2003 relatif aux performances des méthodes d'analyses mises en œuvre dans le cadre du contrôle sanitaire précise qu'il convient de disposer d'une méthode présentant une LdQ de 5 µg/L, une fidélité et une justesse maximale de 10 %. La directive 2015/1787 relative à la qualité des EDCH (dont les annexes II et III sont en cours de retranscription au niveau français) cible une incertitude maximale de 25 %.

2.4 État de la contamination en plomb des EDCH distribuées au robinet

2.4.1 En France

2.4.1.1 Données du contrôle sanitaire

À la demande du GT, une extraction de la base SISE-Eaux a été réalisée par le Pôle d'Administration des données sur l'eau du Ministère chargé de la santé (PADSE) afin d'obtenir les résultats d'analyse pour le paramètre Pb dans les UDI en France métropolitaine et dans les DOM, sur la période 2000-2015.

Méthode

Ont été considérés uniquement les résultats associés à des prélèvements effectués dans les UDI dans le cadre du contrôle sanitaire (codes utilisés dans la base SISE-Eaux : « CS » et « CP¹⁷ »).

Ont été supprimés :

- Les résultats associés à des prélèvements dits de « recontrôle »¹⁸ (code utilisé dans SISE-eaux : « S1 »),
- Les résultats considérés comme inexploitable par exemple, ceux exprimés sous forme « < SEUIL » ou « ND »,
- Les doublons, c'est-à-dire les résultats pour lesquels les caractéristiques du point de prélèvement sont identiques (code, nom, lieu, date...) mais le résultat de l'analyse est soit identique, soit différent. Dans ce dernier cas, aucun des prélèvements n'a été conservé.

Compte tenu du nombre important de données dites « censurées » (75 % pour le Pb au cours de la période 2000-2015), c'est-à-dire celles exprimées sous la forme « < LdQ » donc non quantifiées, deux hypothèses de traitement de la censure dite « à gauche » ont été considérées, selon les recommandations établies par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) dans le cadre des évaluations du risque sanitaire (OMS, 2013) :

¹⁷ CP : contrôle sanitaire spécifique aux métaux Pb, Cu, Ni

¹⁸ Contrôles complémentaires effectués suite à la détection de cas de non-conformités.

- l'hypothèse « borne basse » (lowerbound en anglais) dans laquelle les données censurées ont été remplacées par la valeur zéro pour un scénario dit « minimaliste ».
- l'hypothèse « borne haute » (upperbound en anglais) pour laquelle les données ont été remplacées par la valeur de la limite analytique¹⁹ annoncée par le laboratoire ayant pratiqué l'analyse pour un scénario dit « maximaliste ».

Des règles spécifiques ont également été définies par le GT afin de supprimer les données « aberrantes » et prendre en compte l'évolution des performances analytiques au cours de la période.

Ainsi, pour les données dites « censurées à gauche », il a été décidé de :

- Supprimer les données pour lesquelles la limite analytique annoncée est inférieure à la meilleure limite de quantification des laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux²⁰;
- Supprimer les données pour lesquelles la limite analytique annoncée est supérieure à la LdQ fixée dans l'arrêté du 17 septembre 2003 relatif aux méthodes d'analyse des échantillons d'eau et à leurs caractéristiques de performance.

Pour les données quantifiées, il a été décidé de supprimer celles pour lesquelles la concentration du paramètre étudié :

- est inférieure à la meilleure LdQ des laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux ;
- est supérieure à une concentration maximale au-delà de laquelle le GT considère que son observation dans les eaux distribuées n'est théoriquement plus possible (Tableau 7).

L'application de ces règles de « nettoyage » de la base de données a conduit à la suppression de 2,6 % des données extraites.

Tableau 7 : Valeurs seuil utilisées pour le nettoyage des données extraites de la base SISE-Eaux relatives au paramètre plomb dans les EDCH.

Limite de qualité	Meilleure LdQ des laboratoires en 2016	LdQ de l'arrêté du 17/09/2003 *	Concentration maximale fixée
10 µg/L depuis le 25/12/2013	0,05 µg/L	10 µg/L pour 2000-2013 5 µg/L pour 2014-2015	10 000 µg/L

* La LdQ fixée par l'arrêté méthode du 17/09/2003 pour le Pb est de 5 µg/L. Le GT a considéré que cette performance était difficilement atteignable par l'ensemble des laboratoires. Il a donc été décidé d'adapter la règle de nettoyage en supprimant les données censurées pour lesquelles la limite analytique annoncée est supérieure à la limite de qualité actuelle (10 µg/L) pour la période 2000-2013 et supérieure à la LdQ arrêté méthode actuelle (5 µg/L) pour la période 2014-2015.

¹⁹ Il n'est pas précisé dans la base si la limite annoncée est une limite de quantification ou une limite de détection. Par défaut, elle est considérée comme étant une limite de quantification.

²⁰ Limite annoncée dans les dossiers d'agrément des laboratoires de 2016

Résultats

• Période 2000-2015

Le taux de censure diminue au cours de la période 2000-2015 en raison de l'amélioration des performances analytiques des laboratoires.

En appliquant les recommandations de l'OMS pour le traitement de la censure, il apparaît :

- Avec l'hypothèse borne basse, une moyenne géométrique des concentrations en Pb égale à zéro pour l'ensemble de la période.
- Avec l'hypothèse haute, une moyenne géométrique des concentrations en Pb ayant globalement diminué au cours du temps.
- Que l'analyse des intervalles [borne haute-borne basse] montre qu'il n'est pas possible de conclure quant à une évolution de la concentration en Pb au cours de la période 2000-2015, en raison du chevauchement permanent de ces intervalles.

Il convient de noter que la base de données utilisée pour cette analyse s'est avérée être incomplète, des erreurs ayant été détectées dans la requête d'extraction.

Compte tenu du travail important lié à la modification des requêtes et au regard du délai contraint, une deuxième extraction a donc été réalisée uniquement pour l'année 2015. Les données de non-conformités (> 10 µg/L) par départements sont présentées dans l'annexe 2 et sur la figure 14.

59 % des échantillons présentent une concentration inférieure à la LdQ des laboratoires. Seuls 3 départements, la Seine-et-Marne (77), la Marne (51), et la Côte d'Or (21), présentent plus de 10 % d'analyses non conformes pour le paramètre Pb en 2015.

13 départements, dont Paris (75) et la Seine-Saint-Denis (93), ne présentent aucun résultat non-conforme en 2015 alors que des non-conformités seraient attendues, en raison de la présence de canalisations en Pb dans l'habitat ancien de ces départements.

À l'exception de quelques départements comme la Haute-Garonne (31) ou les Alpes-Maritimes (06), la majorité des non-conformités observées concerne des concentrations en Pb comprises entre 10 et 50 µg/L.

Limites

Des éléments de prudence s'imposent à la lecture de ces résultats car :

- dans le cadre du CS, les prélèvements sont très souvent réalisés dans des bâtiments publics (mairies, crèches, écoles) en raison de leur facilité d'accès en journée. Ces bâtiments recevant du public peuvent avoir été préférentiellement rénovés avec remplacement des canalisations en Pb par rapport à des lieux privés et ne sont donc pas représentatifs des logements. Ceci n'est pas renseigné dans la base de données ;
- les sites de prélèvements varient parfois d'une année à l'autre, ne permettant pas de comparer les évolutions puisque la situation est liée à chaque nature de réseau intérieur ;
- en Île-de-France, des changements ont été opérés dans la stratégie d'échantillonnage. Au sein d'une UDI, les prélèvements réalisés dans le cadre du CS étaient effectués jusqu'en 2012 :
 - au niveau de sites dits « fixes » sélectionnés préalablement (écoles, crèches, maisons de retraite...), pour effectuer des contrôles réguliers,

- au niveau de sites dits « mobiles » pour contrôler l'eau effectivement consommée dans des immeubles. Les points mobiles sont choisis de manière aléatoire au moment des tournées de prélèvements. Ils auraient été abandonnés à partir de 2012 dans un souci d'harmonisation des pratiques (ARS Île de France, 2013),
- l'état et la nature des canalisations du réseau intérieur des bâtiments dans lesquels sont effectués les prélèvements n'est pas connu et les résultats d'analyse ne sont pas associés au taux de remplacement des canalisations et branchements en Pb de l'UDI correspondante,
- le nombre de prélèvements effectués dépend de la taille des UDI, c'est-à-dire du nombre d'habitants desservis et du nombre de communes par département.

Par ailleurs, l'exploitation de la base SISE-Eaux par le GT a mis en évidence des différences de codage de saisie des données selon les services, sans doute dues à une interprétation différentes des variables. Tel est notamment le cas pour la variable « représentativité du prélèvement ».

Conclusion

Au regard de ces éléments, notamment de la stratégie d'échantillonnage du contrôle sanitaire pour le paramètre Pb, le GT souligne que les données présentes dans la base SISE-Eaux ne permettent pas d'estimer la contamination réelle des EDCH par le Pb en France. Les biais liés aux stratégies d'échantillonnage peuvent en effet sur-estimer ou sous-estimer la contamination qui dépend essentiellement du réseau de distribution et particulièrement du réseau privatif. Pour ces mêmes raisons, les données disponibles ne permettent pas de déterminer l'évolution de cette contamination au cours du temps.

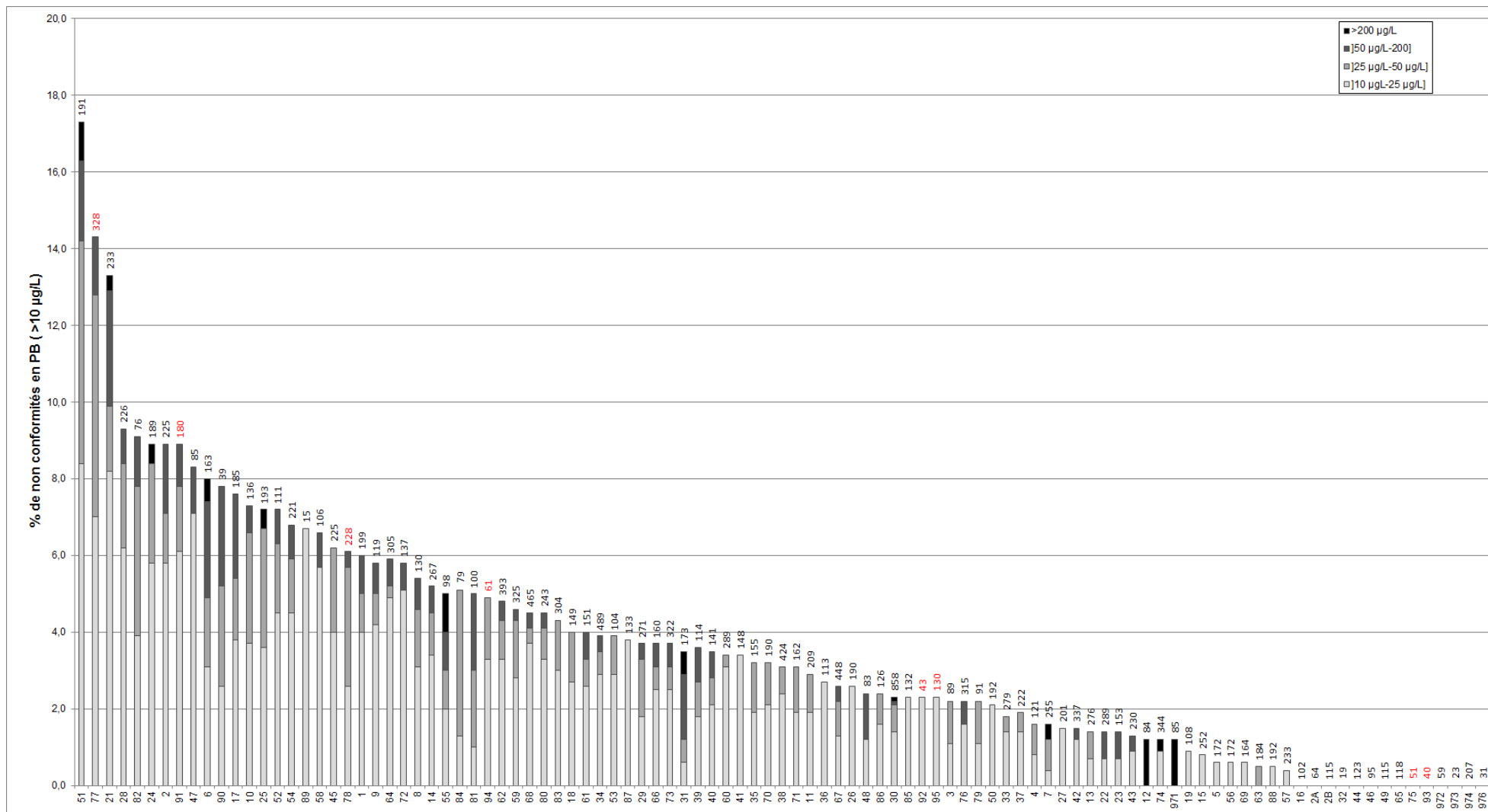


Figure 14 : Pourcentage d’analyses du plomb non conformes (>10 µg/L) par classes de concentrations et par département en France en 2015.

(Le nombre d’analyses total en plomb réalisées par département est indiqué en haut de chaque histogramme)

Source : Base SISE-Eaux - Ministère chargé de la santé - ARS. Traitement des données Anses

2.4.1.2 Autres données

L'étude « Plomb Habitat » réalisée par le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), l'Institut de Veille Sanitaire (InVS, devenue Santé Publique France) et l'École des Hautes Études en Santé publique (EHESP) a consisté à étudier les déterminants de la plombémie (concentration sanguine en Pb) chez l'enfant et mener une enquête environnementale. Les enquêtes à domicile ont été réalisées entre 2008 et 2009 au domicile de 484 enfants âgés de 6 mois à 6 ans recrutés lors de l'enquête de prévalence du saturnisme infantile « Saturn'Inf »²¹, au cours desquelles des échantillons de différentes sources potentielles d'exposition au Pb (eau, dépôts de poussière, sols, etc.) ont été prélevés et analysés.

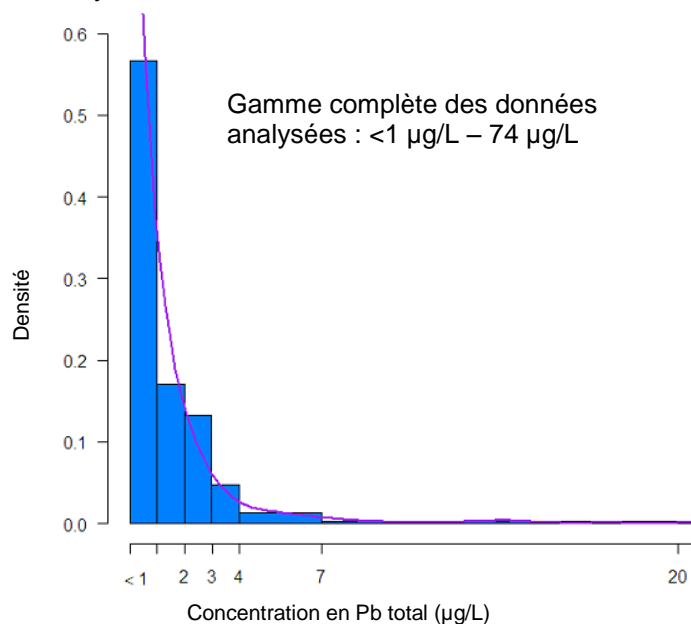


Figure 15 : Estimation de la distribution de la concentration en plomb dans l'eau du robinet en France (Plomb – Habitat, 2012).

Les résultats obtenus pour cet échantillon de 484 logements ont été extrapolés afin d'estimer la contamination par le Pb des logements français accueillant des enfants de cette même classe d'âge (soit 3 581 991 logements). Lucas *et al.* (2012) montrent ainsi que :

- 58 % des logements de la population cible seraient alimentés par une EDCH distribuée au robinet contenant du Pb dont la concentration est inférieure à 1 µg/L,

²¹ Dans le cadre de l'étude Saturn'Inf, les enfants recrutés étaient hospitalisés dans des services de pédiatrie ou de chirurgie pédiatrique satisfaisant à plusieurs critères : enfants âgés de 6 mois à 6 ans, affiliés à la sécurité sociale, en hospitalisation complète ou de jour, pour lesquels une prise de sang avait été prescrite dans le cadre des soins ou pour lesquels un système de prélèvement (cathéter) était déjà en place, résidant en France au moment de l'inclusion). Les hôpitaux, situés en France métropolitaine et en Martinique, Guadeloupe et sur l'Île de La Réunion, ont été tirés au sort.

- environ 2,9 % (soit 105 000) des logements seraient alimentés par une EDCH présentant une concentration en Pb strictement supérieure à 10 µg/L,
- la moyenne géométrique des concentrations en Pb dans l'eau distribuée aux robinets serait strictement inférieure à 1 µg/L (Figure 15).

2.4.2 Au niveau international

La consultation du réseau européen des réglementeurs dans le domaine de l'EDCH (Endware) montre qu'il existe des différences sensibles dans les concentrations en Pb dans l'EDCH selon les pays européens. Ainsi, moins de 1 % de non-conformités vis-à-vis de la limite de qualité de 10 µg/L ont été constatées en 2015 en Allemagne, en Angleterre et Pays de Galles, République Tchèque alors que le taux de non-conformité le plus élevé est observé en Wallonie (environ 4 %).

Au Québec, pour la période de janvier 2013 à décembre 2014, 1,7 % des analyses réalisées (393 sur 23 158 analyses) présentaient un résultat supérieur à 10 µg/L avec des analyses provenant de 85 réseaux de distribution différents. La concentration maximale mesurée atteignait 977 µg/L et la médiane des résultats dépassant la norme de 10 µg/L se situait à 16 µg/L (Santé Canada, 2017). Les concentrations en Pb sont mesurées après 5 min d'écoulement au Québec ; le mode de prélèvement n'est pas précisé au niveau national pour le Canada.

2.4.3 Synthèse du chapitre 2

Les données disponibles issues de la base SISE-Eaux montrent que la médiane des concentrations en Pb dans les ressources d'eaux brutes utilisée pour la production d'EDCH en France est inférieure à 2 µg/L.

La présence de Pb dans l'EDCH est essentiellement liée aux contacts avec les conduites des réseaux de distribution (branchements depuis le réseau public et réseaux intérieurs) et leurs accessoires contenant du Pb. Les relargages sont plus importants lorsque le linéaire de canalisation en plomb est élevé et dans les cas de phénomènes de corrosion galvanique qui interviennent lorsqu'une conduite en Pb est en contact avec un autre métal dont le potentiel électrochimique est différent.

Bien que de vastes programmes de remplacement des branchements en Pb aient été menés en France, il subsiste encore des canalisations en Pb dans des réseaux intérieurs voire dans les réseaux publics, sans qu'un recensement précis et récent permette d'évaluer la situation.

Les quantités de Pb libérées dans l'EDCH dépendent du pH, de la température, de la dureté et de l'alcalinité de l'eau, de la présence de complexants mais également des caractéristiques du réseau (longueur, diamètre, temps de séjour, âge, couplage galvanique...) et de la nature des biofilms.

En France, le Nord, le Centre-Est et le Massif Central sont les zones géographiques pour lesquelles la proportion d'UDI ayant un potentiel de dissolution du Pb, déterminé à partir de mesures du pH élevé ou très élevé, étaient considérés comme les plus importantes en 2006.

La limite de qualité pour le paramètre Pb dans les EDCH est fixée en Europe à 10 µg/L depuis le 25 décembre 2013.

L'étude Plomb-Habitat (2012) a réalisé une estimation concluant qu'environ 2,9 % des logements en France seraient alimentés par une EDCH présentant une concentration en Pb supérieure à 10 µg/L.

L'exploitation par le GT des données du contrôle sanitaire figurant dans la base SISE-Eaux

montre, pour l'année 2015, un taux de non-conformités au niveau national de 3,9 %. Des taux de non-conformités dépassant 10 % des échantillons ont été observés dans trois départements (77, 51, 21). 59 % des échantillons présentent une concentration en Pb inférieure à la limite analytique des laboratoires.

Toutefois, le GT souligne que ces résultats sont à considérer avec prudence en raison de :

- la grande hétérogénéité du nombre de prélèvements selon les départements, la fréquence annuelle de prélèvement dépendant de la taille et du nombre d'UDI ;
- l'incapacité à obtenir une image réelle de la situation notamment au regard d'un phénomène très dépendant de situations particulières dans certains bâtis (corrosion galvanique, travaux sur canalisations ...), de la stratégie d'échantillonnage mise en œuvre dans chaque UDI et du manque d'information sur la présence ou non de Pb dans les sites échantillonnés.

3 Effets sanitaires et exposition chronique au plomb

3.1 Effets sur la santé humaine

3.1.1 Devenir dans l'organisme

Absorption

Suite à une ingestion, l'absorption va dépendre des caractéristiques physico-chimiques du Pb (formes métalliques, inorganiques voire organiques), de l'individu exposé (enfant/adulte), et du statut nutritionnel en micronutriments (fer, calcium, magnésium, phosphate). Selon « l'Agency for Toxic Substances and Diseases Registry » (ATSDR, 2007), 30 à 50 % de la quantité de Pb présente dans l'alimentation seraient absorbés chez un enfant, alors que seulement 3 à 15 % le seraient chez un adulte. 30 à 50 % du Pb inhalé est absorbé selon la taille des particules de Pb (ATSDR, 2007 – Pfadenhauer *et al.*, 2014).

Distribution

Dans le sang, le Pb est présent dans le compartiment intra-érythrocytaire (98 %) ou lié à l'albumine (2 %). Par la circulation sanguine, il est distribué dans les différents organes dont 95% dans les tissus osseux qui représentent le principal site de stockage. Le plomb osseux a une demi-vie supérieure à 10 ans, et est mobilisable en cas de relargage important de calcium. Le Pb franchit également les barrières biologiques (placentaires et hémato-encéphaliques). Le lait maternel a été décrit comme étant une importante source d'exposition pour le nouveau-né (INSERM, 2009 - Santé Canada, 2013).

Élimination

Le Pb est éliminé principalement par l'urine (75 %) et par les fécès (25 %) et de faibles quantités peuvent aussi être observées au niveau des phanères (ongles, cheveux) (INSERM, 2009).

3.1.2 Effets

Les cas de toxicité aiguë par le Pb sont rares, et résultent le plus souvent d'intoxications accidentelles par ingestion. L'intoxication au Pb est généralement chronique.

Le Pb est un toxique cumulatif dans l'organisme humain. Le niveau d'imprégnation peut être évalué par un biomarqueur sanguin : la plombémie. Cet indicateur est le reflet d'une contamination en cours, le stockage ou le déstockage du Pb osseux, et son élimination. À la fin d'une exposition, la plombémie décroît en 1 ou 2 mois, jusqu'à atteindre un état d'équilibre dépendant du stock osseux.

Chez l'Homme, les effets néfastes pour la santé sont corrélés au niveau d'imprégnation, et par conséquence à la plombémie et les signes cliniques sont parfois peu spécifiques et inconstants (Tableau 8).

Le saturnisme désigne l'intoxication aiguë ou chronique, définie par une plombémie supérieure à 100 µg/L. Le saturnisme est plus fréquent et grave chez le jeune enfant.

En France, suite aux recommandations du HCSP (2014), la valeur retenue pour la déclaration obligatoire de saturnisme (seuil d'intervention) a été abaissée de 100 à 50 µg Pb/L en 2015 (arrêté du 8 juin 2015²²).

Récemment, les effets observés en lien avec les valeurs de la plombémie ont été soumis à révision par de nombreux organismes tels que le Joint Expert Committee for Food Additives (JECFA, 2011), le National Toxicology Program aux USA (NTP) (2012), Santé Canada (2011), le Comité scientifique belge de l'agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire (2011), l'Académie Nationale de Pharmacie de France (2011), les Centers for Disease Control (CDC) (2012), et le Haut Conseil de Santé Publique (HCSP) (2014).

Selon le HCSP (2014), les principaux organes ou systèmes cibles du Pb sont le système cardiovasculaire avec un effet sur la pression artérielle, le système rénal, le système nerveux central (principalement chez l'enfant), le système reproducteur et le développement staturo-pondéral de l'enfant (Tableau 8).

En 2010, en considérant l'étude de Lanphear *et al.* (2005), l'EFSA a établi une plombémie critique de 12 µg Pb/L associée à une baisse d'un point de Quotient Intellectuel (QI) chez les enfants (EFSA, 2010). En 2012, le NTP a conclu à un risque de puberté tardive et à un retard staturo-pondéral chez l'enfant pour des plombémies inférieures à 100 µg Pb/L (NTP, 2012). De plus, chez la femme enceinte, une plombémie inférieure à 50 µg Pb/L peut être associée à un retard du développement fœtal et à une diminution du poids à la naissance de l'enfant (NTP, 2012). Le Haut Conseil de santé publique a retenu la plombémie critique de 12 µg/L associée à une dose d'exposition de 0,5 µg.kg/pc/j (HCSP, 2014). L'état actuel des connaissances conduit à considérer le Pb comme un contaminant toxique à effet sans seuil ; des effets néfastes peuvent être observés même à de faibles niveaux de plombémie (de l'ordre de quelques dizaines de microgrammes de Pb par litre de sang).

Les effets associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L sont détaillés dans le Rapport d'Expertise Collective de l'Anses « Expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L » (2013). Chez l'adulte, les effets sur la pression artérielle et sur la fonction rénale sont retenus comme les plus pertinents. Chez l'enfant, les résultats de plusieurs études épidémiologiques ont montré que des plombémies inférieures à 100 µg/L sont associées à une baisse du quotient intellectuel (QI) (Anses, 2013). Cependant, l'ANSES a aussi estimé qu'une plombémie établie avec comme effet critique les effets rénaux chez l'adulte protégerait la population entière (y compris les enfants) contre l'ensemble des effets néfastes du Pb identifiés à ce jour. En s'appuyant sur l'étude de Navas-Acien *et al.* (2009) portant sur la cohorte NHANES 1999-2006, une plombémie critique de 15 µg Pb/L a été proposée par l'Anses. Cette valeur est associée à une augmentation de la prévalence de la maladie rénale chronique²³ et elle est considérée comme protectrice vis-à-vis des effets sur le système nerveux central de l'enfant (ANSES, 2013).

Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé en 2006 les composés inorganiques du Pb dans la catégorie des agents probablement cancérogènes pour l'humain (groupe 2A) (IARC, 2006). Le plomb ne semble pas avoir une action directe sur l'ADN pour des plombémies normalement rencontrées. Sa génotoxicité indirecte serait liée d'une part, à l'augmentation et la modulation des espèces réactives de l'oxygène, et d'autre part, à son interaction avec les protéines cellulaires, dont celles impliquées dans les mécanismes de

²² Arrêté du 8 juin 2015 modifiant le modèle de la fiche de notification figurant à l'annexe 27 de l'arrêté du 22 août 2011 relatif à la notification obligatoire des maladies infectieuses et autres maladies mentionnées à l'article D. 3113-7 du code de la santé publique.

²³ La maladie rénale chronique est définie comme un taux de filtration glomérulaire inférieur à 60 mL/1,73 m² de surface corporelle/min² observé pendant plus de trois mois.

réparation de l'ADN (INERIS, 2016). Il semble se dégager un consensus sur l'existence d'un seuil de concentration pour la cancérogénicité du Pb et de ses composés.

Concernant les effets perturbateurs endocriniens pouvant être attribués au Pb, une étude collective de l'US EPA (2013) conclut à l'impossibilité de démontrer des effets significatifs du Pb sur les taux d'hormones sexuelles et de vitamine D chez les hommes et femmes. Ils signalent que plusieurs études épidémiologiques ont décrit un lien entre des expositions au Pb et des taux d'hormones thyroïdiennes chez des enfants et des adultes exposés de manière professionnelle ou non. Ils concluent toutefois qu'il n'existerait pas d'évidence épidémiologique et toxicologique d'effets endocriniens associés au Pb envers les hormones thyroïdiennes, le cortisol et la vitamine D en raison de la non-concordance des données et de problèmes de qualité des études publiées.

Henrotin (2013) a publié une synthèse pour L'Institut national de Recherche et de Sécurité (INRS) pour les expositions professionnelles. Il indique pour le Pb : « *la piste du mécanisme PE n'est pas solidement étoffée pour le Pb et reste une hypothèse à valider. Par contre la piste d'une étude sur les effets reprotoxiques des faibles doses reste intéressante à développer* ».

Tableau 8 : Effets sur la santé du plomb – Synthèse des données de la littérature (HCSP, 2014).

Effets	Plombémie (µg/L)
Risque de décès, chez l'adulte	2000
Risque d'encéphalopathie sévère chez l'adulte	
Hépatite cytolitique	1500
Syndrome de Toni-Debré-Fanconi	
Risque d'intoxication mortelle, chez l'enfant	1000
Risque élevé d'encéphalopathie sévère, chez l'enfant	
Risque de neuropathie périphérique cliniquement évidente, chez l'adulte	
Colique saturnine	
Anémie	700
Risque d'encéphalopathie sévère chez l'enfant	
Signes électriques de neuropathie périphérique décelables au niveau individuel	500
Élévation de l'ALA urinaire au-dessus de la valeur limite	
Douleurs abdominales et ralentissement du transit digestif	
Risque de néphropathie glomérulaire et tubulo-interstitielle (après exposition prolongée)	
Troubles mentaux organiques avérés, chez l'adulte	400
Risque d'encéphalopathie subaiguë, chez l'enfant	
Premiers signes d'atteinte tubulaire rénale	
Diminution du taux d'hémoglobine	
Diminution des vitesses de conduction nerveuse	200
Élévation de la ZPP	
Inhibition de la synthèse de la vitamine D	100
Augmentation du délai nécessaire pour concevoir chez les hommes exposés	
Augmentation du risque d'avortement, en cas d'exposition pendant la grossesse	100
Altérations du spermogramme	
Troubles cognitifs, chez l'enfant	
Diminution de l'acuité auditive, chez l'enfant (preuves limitées chez l'adulte)	
Élévation de la pression artérielle et du risque d'HTA chez l'adulte	
Diminution du débit de filtration glomérulaire chez l'adulte et l'adolescent	
Augmentation du risque de maladie rénale chronique chez l'adulte	
Augmentation du risque de petit poids de naissance, en cas d'exposition in utero	
Inhibition du développement staturo-pondéral chez l'enfant	
Retard de la maturation sexuelle chez l'enfant	
Augmentation du risque de retard pubertaire	
Inhibition de l'ALAD	

ZPP : protoporphyrine zinc, ALA : acide delta aminolévulinique ; ALAD : acide delta aminolévulinique déshydratase, HTA : hypertension artérielle

3.1.3 Population sensible

Des populations particulièrement sensibles au Pb sont identifiées :

- les *enfants de moins de 6 ans*, en raison de la toxicocinétique du métal avec un taux d'absorption élevé, de son impact sur le développement cognitif, et des comportements de consommation mains-bouche (Pica) majorant l'exposition (Pfadenhauer *et al.*, 2014). Leur vulnérabilité en termes d'exposition est assez bien établie à ce jour et la probabilité de développer une plombémie élevée est beaucoup plus importante chez les jeunes enfants (ATSDR, 2007 – ANSES, 2013) ;
- les *femmes enceintes et le fœtus*, compte tenu du franchissement de la barrière foeto-placentaire par le Pb, des apports alimentaires majorés (et donc du Pb) et du temps passé dans les habitations potentiellement contaminées lors de la période de grossesse (Yeoh *et al.*, 2012 - Pfadenhauer *et al.*, 2014) ;
- les *femmes allaitant leur enfant*, chez qui une mobilisation du Pb stocké dans les os est possible, en relation avec le métabolisme du calcium (Gulson *et al.*, 2003).

3.2 Exposition de la population au plomb

3.2.1 Sources et voies d'exposition

L'exposition globale résulte de la somme des expositions de chaque source (sols, poussières, peintures, aliments, eau, air) qui sont multiples et fréquemment liées au cadre de vie des individus (Anses, 2013) et principalement :

- l'habitat ancien avec la présence de peintures au Pb (Céruse) et de canalisations de ce métal pour la distribution d'eau ;
- l'alimentation (aliments et eau de boisson), qui constitue la principale voie d'exposition au Pb. Selon l'Étude de l'Alimentation Totale 2 (EAT2), l'exposition moyenne en France est estimée à 0,2 µg/kg pc/jour pour l'adulte, et à 0,27 µg/kg pc/jour pour l'enfant pour qui le lait, mais aussi l'eau et les boissons sans alcool, sont les principaux contributeurs ;
- divers objets et produits utilisés dans la vie quotidienne (plats à tajine et autres céramiques, cristal, khôl, ...) ;
- l'environnement (sols, poussières, air) : le Pb peut avoir une origine naturelle ou anthropique (croûte terrestre, émissions volcaniques, érosion des sols ou remobilisation de sols contaminés par les activités humaines (industrielles, minières).

3.2.2 Facteurs favorisant l'exposition au Pb d'origine hydrique

Les sources d'exposition étant d'origine anthropique et naturelle, la population générale peut être exposée au Pb dans différentes situations. Cependant, il a été constaté que certains modes (habitudes de consommation de l'eau par exemple) et lieux de vie amplifient le risque d'être exposés au plomb. Sont ainsi concernés les personnes, en particulier à faible niveau socio-économique, vivant dans un habitat ancien et/ou à proximité d'installations industrielles ou minières.

3.2.2.1 Ancienneté de l'habitat

Les données issues de l'étude Plomb-Habitat montrent que la période de construction influe sur les concentrations en Pb dans l'eau du robinet (Tableau 9). Logiquement, il apparaît que les concentrations sont d'autant plus faibles que les logements sont récents, les logements anciens étant susceptibles de comporter des canalisations en Pb.

Tableau 9 : Distribution des concentrations en plomb ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau prélevée au robinet selon la période de construction du logement en France d'après l'étude Plomb – Habitat (Lucas et al., 2012).

	Percentile 5	Percentile 25	Percentile 50	Percentile 75	Percentile 95	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique
Avant 1949	<1	<1	<1	1,8 (1,2–6,3)	14,3 (9,5–33,3)	3,4 (2-4,8)	1,3 (<1-1,7)
1949 à 1974	<1	<1	<1	<1	4,7 (2–36)	1,3 (<1-1,8)	<1
1975 à 1993	<1	<1	<1	<1	3 (1,7–18)	1,1 (<1-1,5)	<1
Depuis 1994	<1	<1	<1	1,8 (<1–2,1)	2,7 (1,7-5)	1,2 (<1-1,5)	<1

3.2.2.2 Zone d'habitat

Les résultats de l'étude Plomb-Habitat montrent que pour les percentiles 75 et 95, la concentration en Pb estimée au robinet au sein de logements en milieu urbain est supérieure à celle de l'environnement rural (Tableau 10). Une différence en moyenne de l'ordre de 0,6 $\mu\text{g/L}$ est observée (p-value = 0,05).

Tableau 10 : Distribution des concentrations en plomb ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau prélevée au robinet selon le degré d'urbanisation en France d'après l'étude Plomb – Habitat (Lucas et al., 2012).

	Percentile 5	Percentile 25	Percentile 50	Percentile 75	Percentile 95	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique
Urbain	<1	<1	<1	1,3 (1–1,8)	6,1 (4,2-13,1)	1,9 (1,4-2,4)	1 (<1-1,1)
Rural	<1	<1	<1	<1	2,8 (1,8-26)	1,3 (<1-1,7)	<1

3.2.2.3 Type de logement

Au Canada, des études indiquent que les personnes vivant dans des résidences individuelles (« unifamiliales ») seraient en général plus exposées au Pb *via* l'eau de robinet, que celle vivant dans des bâtis collectifs (« multilogements ») (Ngueta et al., 2014, Deshommes et al., 2013). La probabilité de stagnation prolongée est plus faible dans les multilogements ce qui limite le relargage du Pb à partir des canalisations.

3.2.3 Contribution spécifique de l'eau dans l'exposition globale au plomb

Évaluer l'exposition au Pb présent dans l'EDCH est complexe, et dépend fortement d'une part des habitudes de consommation d'eau des individus, et d'autre part des conditions d'échantillonnage de l'eau (prélèvement ponctuel, sans ou après écoulement, ou échantillonnage proportionnel avec un robinet intégrateur). L'utilisation de ces dispositifs spécifiques ne peut être envisagée lors de prélèvements effectués au titre du contrôle sanitaire ou lors d'enquêtes épidémiologiques de grande envergure. De ce fait, plusieurs études soulignent la sous-estimation de l'exposition au Pb *via* l'EDCH (Testud *et al.*, 2001 – Triantafyllidou *et al.*, 2013).

À ce jour, aucune étude épidémiologique conduite en France n'a été identifiée par le GT, avec un objectif visant à estimer spécifiquement la contribution relative de l'EDCH à l'exposition totale en Pb.

Des informations parcellaires peuvent être obtenues à partir de l'étude Saturn'Inf réalisée en France entre 2008 et 2009 et de son prolongement par le Projet Plomb-Habitat. Dans cette étude, 2,9 % [IC95 % = 1,2 ; 4,5] des enfants vivaient dans un logement alimenté par une eau contenant plus de 10 µg Pb/L (Glorennec *et al.*, 2015). Par ailleurs, 2 % des enfants consommaient de l'eau du robinet alimentée par des branchements en Pb, contre 22 % sans branchement en Pb. La consommation d'eau du robinet en présence de branchements en plomb au domicile était le facteur le plus fortement associé aux plombémies (MG : +51 % [IC 95 % = 4 ; 121]. En l'absence de branchements en Pb, la consommation d'eau du robinet, seule ou combinée à de l'eau embouteillée, augmente la plombémie moyenne respectivement de 12 % [IC 95% = 4 ; 21] et 21% [IC 95% = 10 ; 33] (InvS, 2010). Les expositions alimentaires autres que l'EDCH n'ont pas été examinées dans cette étude dont l'objectif était d'étudier les sources d'exposition au plomb dans l'habitat.

Oulhote *et al.* (2013) suggèrent que la contribution du Pb présent dans l'EDCH sur la plombémie serait inférieure à celle des sols et des poussières. En effet, une augmentation des concentrations en Pb dans l'eau du 25^e au 75^e percentile ferait augmenter la plombémie de 5 %, contre 65 % pour un apport par les poussières et 25 % pour un apport par les sols. Cependant, ces résultats sont en contradiction avec ceux obtenus sur une population canadienne par Levallois *et al.* (2014).

Dans les autres études publiées, l'exposition globale au Pb est estimée par la somme des expositions à chaque source (sols, poussières, peintures, aliments, eau, air), et une recherche de la contribution relative de chaque source d'exposition est parfois effectuée. La part estimée de l'eau dans l'exposition globale au Pb varie selon les études disponibles, la population cible (enfants, adultes) et les habitudes de vie (Tableau 11).

Des études canadiennes suggèrent que la contribution de l'EDCH à l'exposition totale serait importante dans certains sous-groupes de la population (enfants) et particulièrement durant l'été (Levallois *et al.*, 2014 ; Ngueta *et al.*, 2014). Cette plus forte contribution durant la période estivale au Canada serait due à l'augmentation de la température de l'eau qui favorise le relargage du Pb dans l'eau. Le modèle IEUBK (Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children) a été utilisé afin d'évaluer l'impact des saisons et des différentes concentrations en plomb dans l'eau sur la plombémie des enfants de 0 à 7 ans (Deshomme *et al.*, 2013).

Au niveau européen, le Comité scientifique chargé des risques sanitaires et environnementaux (SCHER) (2009) de la Commission européenne a considéré l'exposition au plomb *via* l'EDCH en fonction de différentes concentrations en Pb (10, 15 et 20 µg Pb/L). Il a conclu qu'une exposition *via* l'EDCH contenant plus de 10 µg Pb/L présentait un risque additionnel pour le consommateur, et en particulier pour le développement psychologiques des individus de 0 à 14 ans.

Il est à noter que la contribution de l'EDCH à l'exposition au Pb estimée dans les études citées précédemment ne concerne que l'apport direct. La contribution relative de l'eau dans l'exposition totale pourrait être plus importante avec la prise en compte de l'ingestion indirecte de l'eau introduite *via* les aliments. En effet, l'accumulation de Pb dans les aliments lors de la cuisson a été décrite (Little *et al.*, 1981 ; Baxter *et al.*, 1992). Moore (1983) a estimé que les végétaux absorbaient plus de 90 % du Pb présent dans l'eau lors de la cuisson. Smart *et al.* (1981, 1983) suggèrent qu'une eau contenant 100 µg/L de Pb contribuerait à la charge totale pour 74 µg de Pb/jour *via* la boisson et la consommation des légumes cuits avec un transfert plus significatif lors de la cuisson du riz, des spaghettis, des carottes et légumes verts, des aliments fréquemment consommés par les populations.

Les travaux effectués par l'Anses (2014) soulignent également la prépondérance de l'alimentation comme source d'exposition principale, sauf pour 10 % des enfants de 6 mois à 3 ans considérés comme les plus exposés. Dans ce groupe, les sols apparaissent alors comme la voie contribuant le plus à l'exposition totale.

Tableau 11 : Estimations de la contribution des EDCH à l'exposition globale humaine au Pb.

Auteurs	Populations	Contribution estimée de l'EDCH
US EPA (1991)	Nourrissons (eau pour préparations) (USA)	85 %
US EPA (2003)	Population globale (USA)	20 %
Caudeville <i>et al.</i> (2009)	Enfants de 2 à 6 ans (France- Picardie)	Contribution à la DJE : 48 %
Anses (2011) – EAT2	Adultes (France) Enfants de plus de 3 ans (France)	11 % 11% (parmi les aliments)
Levallois (2013)	Enfants de 1 à 5 ans (Canada - Montréal)	22 %
Anses (2014)	Enfants de 6 mois à 3 ans (France)	2 à 4 %
Anses (2014)	10 % des enfants les plus exposés (France)	7 à 19 %
Anses (2016) - EATi	Enfants de 13 à 36 mois (France) Enfants de 13 à 36 mois les plus exposés	11 % 37 % (parmi les aliments)

3.2.4 Relation entre la concentration en Pb des EDCH et la plombémie

Dès les années 1970, plusieurs études ont mis en évidence la présence d'une association entre la concentration en Pb dans l'eau de boisson et la plombémie.

Avec de multiples études depuis des décennies mettant l'accent spécifiquement sur les sols et les poussières comme sources majeures d'exposition au Pb (principalement chez les enfants) (Mielke et Reagan, 1998 ; Dixon *et al.*, 2009 ; Yiin *et al.*, 2000 ; Laidlaw *et al.*, 2005), l'importance de l'influence du Pb dans l'eau distribuée au robinet sur la plombémie, sur l'imprégnation corporelle en Pb et sur la santé humaine a été fortement remise en question.

Ce paragraphe se limite au cas des enfants de moins de 6 ans, qui représentent la population la plus sensible, tant en terme d'exposition qu'en terme d'effet sur la santé ; leur vulnérabilité est liée aux types d'activités quotidiennes et la grande fréquence de leurs activités à l'extérieur de l'habitat. En effet, les jeunes enfants sont en général plus en contact avec le sol, et les habitudes de pica sont plus prévalentes chez eux, surtout pour les moins de 3 ans (ATSDR, 2007; Bernard et McGeehin, 2003 ; Jones *et al.*, 2009). Concernant l'EDCH, les jeunes enfants absorbent beaucoup plus d'eau que les adultes par unité de masse corporelle (Barraj *et al.*, 2009) et ils sont donc potentiellement plus exposés que les adultes.

Les études épidémiologiques estimant la relation entre les concentrations de Pb hydrique et la plombémie et ayant inclus – uniquement ou en partie – des enfants de moins de 6 ans sont présentées dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Études ayant estimé l'association entre les concentrations de plomb dans l'eau de consommation et la plombémie chez les enfants de moins de 6 ans (MA : moyenne arithmétique ; MG, Moyenne géométrique ; DSG, déviation standard géométrique ; DS, déviation standard ; IC, intervalle de confiance)

Auteurs	Date de l'étude	Lieu de l'étude	Âge (taille d'échantillon)	Concentration de plomb dans l'eau (µg/L)	Plombémie (µg/L)	Association entre le Pb hydrique et la plombémie
Études transversales						
Ngueta <i>et al.</i> , 2016	Sept 2009 – Oct 2011	Montréal, QC (Canada)	1 – 5 ans (n=298)	Stagnation 30 min : MG (95 % IC): 3,60 (1,07–12,12) Écoulement 5 min. : MG (95 % IC) : 2,19 (0,55–8,81)	MG (95% CI): 13,4 (5,0 – 36,1)	*Association positive et statistiquement significative (et présence d'une relation dose-réponse) * Pour chaque augmentation de 1 µg/L la plombémie augmente de 35 %, après ajustement pour les concentrations de Pb dans les poussières et peintures * Statistique d'adéquation : $R^2 = 0,18$
Levallois <i>et al.</i> , 2014	Sept 2009 – Mars 2010	Montréal, QC (Canada)	1 – 5 ans (n=306)	MG (95 % IC): 1,60 (1,40 - 1,84)	MG (95% IC) : 13,5 (12,7 – 14,3)	*Association positive et statistiquement significative : l'odds ratio (OR) d'une plombémie ≥ 18 µg/L chez les enfants exposés à une concentration de l'eau de robinet $> 3,3$ µg/L était environ 5 fois plus élevé que celui observé chez ceux exposés à une faible concentration de Pb ($< 0,75$ µg/L) *Statistiques d'adéquation non rapportées
Etchevers <i>et al.</i> , 2014	Sept 2008 – Avril 2009	France	6 mois – 6 ans (n= 3 831)		MG (95% IC) : 14,9 (14,5 – 15,4)	Augmentation de la plombémie de 52 % chez les enfants vivant dans les résidences avec canalisation en Pb, comparés à ceux buvant de l'eau embouteillée et vivant dans les résidences sans canalisations en Pb.
Oulhote <i>et al.</i> , 2013	Sept 2008 – Avr 2009	France	6 – 84 mois (n=484)	MA < 1 µg/L Après stagnation 30 min	MG (95% IC): 14,0 (12,7 – 15,0)	* *La plombémie augmente de 70 % quand la concentration en Pb hydrique augmente de 1 à 25 µg/L, lorsque l'enfant consomme l'eau du robinet

					Étendue : 2,6 – 308,0	*Statistiques d'adéquation non précisées
Lucas <i>et al.</i> , 2012	Sept 2008 – Avr 2009	France	6 – 84 mois (n=484)	< 1 µg/L	MG (95% IC): 14,0 (12,7 – 15,0) Étendue : 2,6 – 308,0	Augmentation des concentrations de Pb hydrique de 1 µg/L à 14 µg/L associée à une augmentation significative de la plombémie de 44 %
Gasana <i>et al.</i> , 2006	NA	Miami, FL (USA)	< 6 ans (n=75)	MG (DSG) : 4,53 (18,09) après stagnation ; 1,46 (2,33) après écoulement 30 sec.	MG (DSG): 34,1 (18,5) Médiane : 30,0	Aucune association (rho=0,03, p=0,81 pour l'eau après stagnation; rho=0,005, p=0,97 pour l'eau après écoulement) Pas d'informations sur les caractéristiques des résidences échantillonnées, ni sur le protocole d'échantillonnage de l'eau.
Lanphear <i>et al.</i> , 1998	Août – Nov 1993	Rochester, NY (USA)	12 – 31 mois (n=183)	MG : 0,0009 µg/g DSG : 0,012 µg/g Étendue : 0,0005 – 0,16 µg/g	MG: 62 µg/L DSG : 52 Étendue: 13 – 320	*Association positive, mais marginale (p=0,0618): Pour chaque augmentation de 1 µg/L dans les concentrations en plomb hydrique, la plombémie augmente de 6,9 % *R ² =0,023
Morse <i>et al.</i> , 1979	Mai 1977	Bennington, VY (USA)	1 – 12 ans (n=192)	MG pondérée : 70 µg/L	Étendue : 70 – 430 MG : 161	Aucune corrélation.
Études de cohorte						
Lanphear <i>et al.</i> , 2002		Rochester, NY (USA)	De 6 à 24 mois (n=249)	Non précisé	MG (95% IC) : 29 (27 – 31) à T0 et 75 (70 – 82) à 24 mois	*Association positive et statistiquement significative (p<0,001) *Statistiques d'adéquation non précisées Pas d'informations précises sur le protocole d'échantillonnage de l'eau et sur les caractéristiques des résidences étudiées
Rabinowitz <i>et al.</i> , 1985	Avr 1979 – Avr 1981	Boston, MA (USA)	De 1 à 24 mois (n=232)	MG pondérée (DSG) : 5,0 (0,9) Après écoulement de 4 L	MG (DSG) de la PbS post-natale : 70 (51)	Aucune corrélation (Coef. de Spearman variant de 0,00 à 0,14 selon l'âge) Pas d'ajustement des facteurs de confusion

3.3 Prévalence du saturnisme, dépistage et seuil d'intervention en France

Chez l'adulte, excepté les risques spécifiques aux femmes enceintes et allaitant leur enfant (avec effets sur le fœtus et le nourrisson), le risque de saturnisme est rare et il reste essentiellement associé à une exposition professionnelle.

Chez l'enfant, l'imprégnation par le Pb est associée à des conditions et/ou milieux de vie défavorables (habitat ancien avec peinture de type céruse, canalisation en Pb, vie à proximité de sites industriels ou de sols contaminés par le Pb...). En France, le saturnisme infantile fait partie des maladies à déclaration obligatoire auprès des autorités sanitaires. Selon l'INSERM, en 1995, la prévalence du saturnisme infantile était estimée à 2,1 % chez les enfants âgés de 1 à 6 ans, soit environ 84 000 enfants sur le territoire national (INSERM, 1999). Cette prévalence a diminué au cours de la période 1995–2008. Lors de l'enquête nationale Saturn-Inf (2008-2009) coordonnée par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS), la prévalence du saturnisme défini par une plombémie ≥ 100 $\mu\text{g/L}$ chez les enfants de 6 mois à 6 ans, a été estimée à 0,09 % (IC95%=[0,03-0,16]), soit un total de 4 705 enfants (IC95%=[1 518-7 756]) (Etchevers *et al.*, 2013).

Au cours des dernières années, la diminution de l'imprégnation des enfants par le Pb a été constatée dans plusieurs pays (en Europe : Hrubá *et al.*, 2012 - en Allemagne : Schulz *et al.*, 2009 – en Suède : Strömberg *et al.*, 2008 – aux États-Unis : Raymond et Brown, 2016 – en Chine : Xie *et al.*, 2013). Ce constat a conduit à abaisser le seuil de dépistage du saturnisme.

En France, suite aux recommandations du HCSP (2014), le saturnisme est maintenant associé à une plombémie minimale de 50 $\mu\text{g Pb/L}$, conformément à l'arrêté du 8 juin 2015.

Actuellement, il n'existe pas de dépistage systématique du saturnisme chez les jeunes enfants, mais un dépistage ciblé et associé à la présence de facteurs de risque d'exposition au Pb dans leur environnement immédiat. Dans le Guide Pratique édité en 2006 par le Ministère en charge de la santé, il est mentionné qu'une analyse de plombémie doit être prescrite par le médecin pour tout enfant de moins de 6 ans si au moins un des facteurs de risque d'exposition au Pb suivants sont identifiés :

- « l'enfant habite ou fréquente régulièrement un bâtiment construit avant le 1^{er} janvier 1949 et :
 - les peintures sont écaillées ;
 - ou des travaux de rénovation ont récemment été réalisés ;
 - ou l'enfant mange des écailles de peinture (comportement de pica) ;
- dans l'entourage de l'enfant, une autre personne (frère, soeur, camarade, mère...) est, ou a été, intoxiquée par le plomb ;
- l'enfant habite ou fréquente régulièrement des lieux proches d'un site industriel à risque en activité ou non ;
- les parents exercent une activité professionnelle ou de loisir à risque, y compris une activité de récupération ;
- l'enfant habite un logement construit avant 1955 situé dans une commune alimentée par une eau potable agressive et il consomme régulièrement l'eau du robinet ;
- l'enfant est arrivé récemment en France (exposition potentielle dans le pays d'origine) ».

En 2014, dans un contexte de dépistage du saturnisme infantile, le HCSP a préconisé de maintenir la prise en compte de ces facteurs de risque mentionnés par la DGS et de prendre également en compte les facteurs suivants :

- « une concentration de plomb dans l'eau de boisson dépassant la limite de qualité (> 10 µg/L) ;
- la présence de garde-corps métalliques ou de revêtements en plomb, au niveau des fenêtres, balcons ou terrasses du logement, quand il a été construit avant la fin du 20^e siècle ;
- une exposition passive de l'enfant à la fumée de tabac au domicile de l'enfant ;
- l'utilisation de cosmétiques traditionnels (khôl, surma, etc.) par une ou plusieurs personnes de l'entourage de l'enfant ;
- l'utilisation de vaisselles artisanales au domicile de l'enfant ».

Lorsqu'une plombémie égale au moins à 50 µg/L (pour mémoire, 100 µg/L jusqu'en 2015) est mesurée chez un sujet de moins de 18 ans, le médecin prescripteur doit signaler le cas au médecin inspecteur de santé publique de l'ARS (procédure pour les maladies à déclaration obligatoire) en utilisant la fiche Cerfa 12378.03²⁴. L'ARS se doit alors de réaliser une enquête environnementale visant à identifier les facteurs de risque d'exposition au Pb dans le milieu de vie de l'enfant. Le « risque hydrique » est mentionné et doit être pris en compte, au même titre que le risque « habitat antérieur à 1949 » et « habitat dégradé ».

Santé Publique France a transmis au GT les nombres de cas de saturnisme déclarés par les médecins chaque année en France pendant la période 2000-2014 (Tableau 13). Pendant la majorité de la période considérée, le pourcentage de cas de saturnisme avec un risque hydrique identifié est proche de 2 %. Une augmentation jusqu'à 3-4 % est constatée en 2009, 2010 et 2011. Il convient de noter que les facteurs de risque sont renseignés par le médecin prescripteur de la plombémie.

En 2014, les départements présentant le nombre de cas le plus important sont : Paris (53 cas), la Seine-Saint-Denis (35 cas) et le Val de Marne (42 cas). Ces chiffres sont à rapporter à la densité de population de ces départements. Rappelons que l'absence de non-conformité en Pb dans l'EDCH en 2015 dans les départements 75 et 93 d'après l'analyse de la base SISE-Eaux interpelle le GT.

Santé Publique France indique que la diminution du nombre de cas déclarés s'explique par la mise en place de différentes mesures qui ont réduit l'exposition au Pb : la politique de lutte contre l'habitat insalubre, l'interdiction de l'essence sans plomb, le remplacement des branchements en Pb. En revanche, des variations temporelles et géographiques ponctuelles à la hausse du nombre de cas peuvent parfois s'observer et s'explique par des campagnes locales de dépistage dans des zones urbaines ou à proximité de sites industriels.

²⁴ www.formulaires.modernisation.gouv.fr/gf/cerfa_12378.do

Tableau 13 : Nombre de cas de saturnisme déclarés par année en France (Santé Publique France, 2017)

Année	Nombre de cas déclarés	Nombre de cas avec risque hydrique identifié	Pourcentage de cas avec risque hydrique identifié
2000	1 395	16	1,1 %
2001	1 112	17	1,5 %
2002	1 392	23	1,6 %
2003	1 366	29	2,1 %
2004	1 563	29	1,9 %
2005	1 333	30	2,3 %
2006	1 120	15	1,3 %
2007	939	19	2,0 %
2008	767	15	2,0 %
2009	594	25	4,2 %
2010	582	18	3,1 %
2011	578	24	4,2 %
2012	403	8	2,0 %
2013	439	5	1,1 %
2014	299	1	0,3 %
Total	13 882	274	2,0 %

Rappel : entre 2000 et 2014, la valeur de la plombémie associée aux cas de saturnisme était de 100 µg/L.

3.4 Valeurs de référence dans l'eau

En 1986, le Comité d'experts FAO/OMS sur les additifs alimentaires (JECFA) a établi une dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) pour le Pb de 25 µg/kg de masse corporelle, équivalent à 3,5 µg/kg mc/jour, pour les enfants. L'OMS a alors défini, en 1993, une valeur guide de 10 µg/L de Pb dans l'eau en considérant que 50 % de la DHTP était attribuée à l'eau pour un enfant de 5 kg consommant 0,75 L d'eau par jour, les enfants constituant la population la plus sensible.

La directive européenne 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 a alors fixé une limite de qualité pour le Pb dans l'EDCH de 10 µg/L à partir du 25 décembre 2013.

Dans un avis publié en 2010, le groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire (CONTAM Panel) de l'EFSA a conclu qu'il n'existait aucune preuve de l'existence d'un seuil critique pour les effets liés au Pb et que la DHTP de 25 µg/kg n'était plus appropriée (EFSA, 2010). Suite à une nouvelle évaluation des effets sanitaires du Pb, le Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JEFCA) a également estimé, en 2011, que cette DHTP ne permettait pas d'assurer une bonne protection sanitaire, sa valeur étant associée à diminution du QI des enfants d'au moins 3 points, et à une augmentation de la pression artérielle systolique chez les adultes de 0,4 kPa.

L'OMS a alors abandonné la notion de DHTP mais a conservé la valeur guide dans l'eau de 10 µg/L.

En 2010, la Direction générale de l'environnement de la Commission européenne a saisi le comité SCHER suite à la demande de l'Institut Européen pour la gestion raisonnée de l'environnement (IEGRE) concernant un « assouplissement » de la LQ du Pb dans les EDCH, de 10 à 15 voire 20 µg/L, compte tenu de la réduction de l'utilisation de Pb, en particulier dans les carburants. Dans son avis, publié en 2011, le SCHER indique que pour un nourrisson de 3 mois, la consommation d'une eau contenant 20 µg/L de Pb entraînerait une plombémie de 58 µg/L contre 28 µg/L pour une eau respectant la limite de 10 µg/L. Le comité SCHER conclut qu'une augmentation de la valeur de la LQ n'est pas pertinente et qu'il est nécessaire de réduire davantage les expositions au Pb afin de limiter les risques sanitaires.

En utilisant le modèle IEUBK, des valeurs d'alerte ont été proposées par le HCSP pour les principales sources de plomb dans l'environnement : sols, poussières de maison, eau du robinet. Lorsque la concentration moyenne en Pb dépasse 20 µg/L dans l'EDCH, le HCSP estime que 5 % des enfants qui y sont exposés risquent de présenter une plombémie dépassant le seuil d'intervention rapide (50 µg/L) (HCSP, 2014).

Au Canada, le Comité Fédéral-Provincial-Territorial sur l'eau potable propose de fixer une concentration maximale acceptable en Pb dans l'EDCH prélevée au robinet à 5 µg/L, en considérant que cette valeur (i) est mesurable, (ii) peut être atteinte à un coût raisonnable et (iii) qu'elle présente un impact important sur la plombémie des enfants (Santé Canada, 2017-document en consultation publique). Il estime que, pour les enfants, une concentration maximale admissible (CMA) passant de 10 à 5 µg/L permettra de diminuer de 9,4 % à 2,2 % la moyenne géométrique des plombémies supérieures à 50 µg/L.

3.5 Synthèse du chapitre 3

Chez l'Homme, les effets néfastes du plomb pour la santé sont corrélés au niveau d'imprégnation, et par conséquent à la plombémie. Les signes cliniques sont parfois peu spécifiques et inconstants. Le saturnisme est plus fréquent et grave chez le jeune enfant.

Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé en 2006 les composés inorganiques du plomb dans la catégorie des agents probablement cancérigènes pour l'humain (groupe 2A)

Les principaux organes ou systèmes cibles du Pb, considéré comme un toxique sans seuil (pour le système nerveux central), sont le système cardiovasculaire avec un effet sur la pression artérielle, le système rénal, le système nerveux central (principalement chez l'enfant), le système reproducteur et le développement staturo-pondéral de l'enfant.

Des relations positives ont été constatées entre la concentration en Pb dans l'EDCH et la plombémie chez des enfants. La contribution des EDCH à l'exposition globale au Pb représenterait, selon l'Anses (2014), de 5 à 19 % chez les enfants, en fonction des âges.

Lorsque la concentration moyenne en Pb dépasse 20 µg/L dans l'EDCH, le HCSP estime que 5 % des enfants qui y sont exposés risquent de présenter une plombémie dépassant le « seuil d'intervention rapide » défini par une plombémie de 50 µg/L (HCSP, 2014).

Au Canada, une concentration maximale acceptable en Pb de 5 µg/L dans l'eau de consommation prélevée au robinet a récemment été proposée (Santé Canada, 2017²⁵).

²⁵ Document en consultation publique jusqu'au 15 mars 2017.

4 Traitement des EDCH par des orthophosphates pour limiter la dissolution du plomb

L'objectif de l'ajout d'orthophosphates dans l'EDCH est de former une structure protectrice sur la paroi interne de la canalisation, isolant ainsi le métal de l'eau.

4.1 Généralités sur les phosphates

4.1.1 Chimie des phosphates

Dans la nature, le phosphore (P) est généralement présent sous forme de phosphates.

Différentes formes de phosphates existent :

- les phosphates inorganiques :
 - o les orthophosphates (OP) (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) qui sont des sels dérivés de l'acide phosphorique (H_3PO_4). Les formes d'OP varient en fonction du pH (Figure 16) ;
 - o les polyphosphates, forme condensée produite par polymérisation (par exemple $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$, $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$) ;
- les phosphates organiques : les phosphates sont associées à des molécules à base carbonée comme, par exemple, l'adénosine triphosphate (ATP), molécule qui transporte et stocke de l'énergie dans les cellules.

Dans l'eau, les phosphates inorganiques et organiques peuvent se présenter à l'état dissous et/ou particulaire.

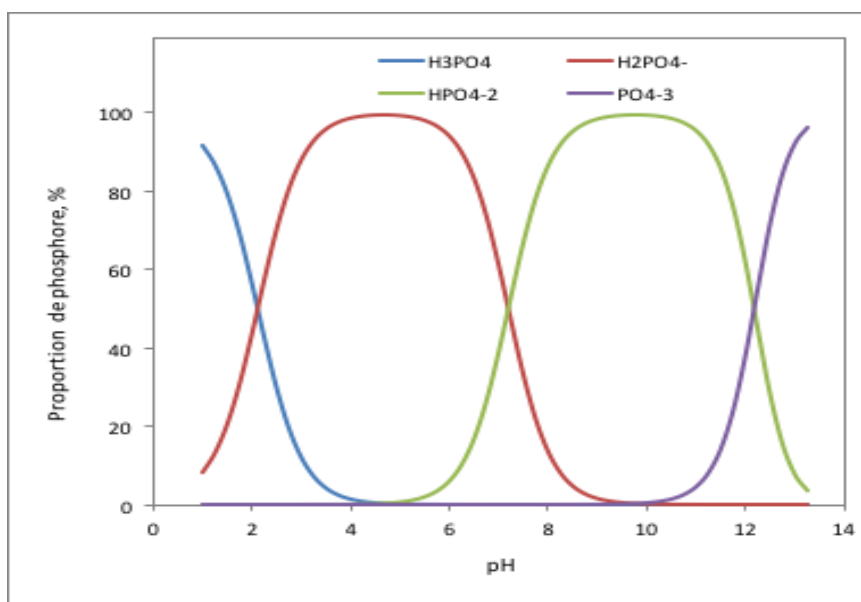


Figure 16 : Prédominance des espèces d'orthophosphates en fonction du pH.

4.1.2 Origines, utilisations et sources de contamination

Le phosphore est quasi inexistant à l'état gazeux et très peu abondant naturellement dans les

roches, sauf dans quelques régions du monde où il est extrait. Par ailleurs, lorsqu'il est solubilisé, par exemple après lessivage des roches, il va être fortement fixé par les constituants majeurs des sols que sont les composés du fer, de l'aluminium et du calcium et prélevé par les plantes terrestres. Pour cette raison, les concentrations en phosphore étaient le plus souvent très faibles, jusqu'au début du XIX^e siècle, dans les écosystèmes aquatiques continentaux ce qui en faisait l'élément le plus limitant pour les producteurs primaires de ces écosystèmes. En raison de la croissance démographique et des activités humaines, ces écosystèmes aquatiques ont connu une forte dégradation depuis un siècle, liée pour une part importante à l'augmentation des concentrations en phosphates dans les eaux (phénomène d'eutrophisation).

Les phosphates sont en effet utilisés dans de nombreuses applications :

- en agriculture, dans les engrais, le P étant un élément nutritif essentiel pour la croissance des végétaux.
- dans les produits lessiviels, pour leurs propriétés détergentes et anticalcaires. Depuis le 1^{er} juillet 2007, les phosphates sont interdits dans les lessives textiles domestiques en France (décret n°2007-491 du 29 mars 2007). Par ailleurs, le règlement européen n°259/2012 modifiant le règlement (CE) n°648/2004 vise à restreindre l'utilisation des phosphates et composés du P dans les détergents textiles et les détergents pour lave-vaisselle. Il fixe ainsi une valeur limite de :
 - 0,5 g de P par cycle de lavage pour une charge normale de lave-linge, pour les détergents textiles destinés aux consommateurs, à compter du 30 juin 2013 ;
 - 0,3 g de P par dose de lavage en eau dure, pour les détergents pour lave-vaisselle domestiques, à compter du 1^{er} janvier 2017 (annexe VI bis du règlement).
- depuis 2000, il existe une taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) visant les détergents lessives, afin d'inciter les industriels à diminuer les phosphates dans les lessives, les préparations pour lessives et préparations auxiliaires de lavage qu'elles soient domestiques ou industrielles. Il n'existe toutefois pas de TGAP sur les détergents lave-vaisselle, qu'ils soient destinés à l'industrie ou aux ménages.
- comme additif dans l'industrie agro-alimentaire (stabilisant). À titre d'exemple, la concentration maximale autorisée est de 2 000 mg/L pour certaines boissons aromatisées (EFSA, 2013).
- comme inhibiteurs de corrosion (cf 4.2).

Le problème de la pollution des sols et des milieux aquatiques par du phosphore d'origine anthropique est une préoccupation majeure de même qu'il existe des inquiétudes sur la disponibilité en P dans les régions où il est extrait (CE, 2013).

4.1.3 Concentrations en phosphore et phosphates dans les eaux

Les concentrations en phosphates dans les eaux sont exprimées, selon les auteurs, en mg de PO₄, de P₂O₅ ou de P par litre.

$$1 \text{ mg/L PO}_4^{3-} = 0,747 \text{ mg/L P}_2\text{O}_5 = 0,326 \text{ mg/L P}$$

Trois méthodes d'analyse normalisées existent :

- NF EN ISO 6878 (Afnor, Avril 2005) : Qualité de l'eau - Dosage du phosphore - Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium. En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les OP donnent un complexe développant une coloration bleue après réduction par l'acide ascorbique, coloration qui peut être accélérée par l'utilisation d'un catalyseur.
- NF EN ISO 15681 (Afnor, Mai 2005) : Qualité de l'eau - Dosage des OP et du P total par analyse en flux (FIA et CFA). La méthode est basée sur le même principe que la précédente.

- NF EN ISO 10304-1 (Afnor, Juillet 2009) : Qualité de l'eau - Dosage des anions dissous par chromatographie des ions en phase liquide - Partie 1 : dosage des bromures chlorures, fluorures, nitrates, nitrites, phosphates et sulfates.

4.1.3.1 Dans les eaux superficielles et souterraines

Les concentrations dans les eaux souterraines sont en général comprises entre 0,001 et 0,05 mg/L de P total (BRGM, 2000). L'arrêté du 23 juin 2016²⁶, établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines, fixe une valeur seuil de 0,5 mg/L de PO_4^{3-} .

Meybeck (1989) estime que la concentration originelle (fond biogéochimique) en P- PO_4 des cours d'eau est inférieure à 0,025 mg/L.

Des mesures effectuées à Ivry-sur-Seine et Poses montrent que les concentrations maximales en phosphates dans la Seine ne dépassent pas respectivement 0,5 mg/L de P et 3 mg/L de P au cours des cinquante dernières années (Billen *et al.*, 2007).

En 2016, la moyenne des concentrations en P total mesurées dans les cours d'eau du bassin Seine Normandie était de 0,092 mg/L, la valeur maximale atteignant 2,46 mg/L (Agence de l'eau Seine Normandie, 2016).

L'arrêté du 11 janvier 2007 fixe des LQ pour le P total dans les eaux douces superficielles utilisées pour la production d'EDCH :

- Eau brute de groupe A1²⁷ : 0,4 mg/L de P_2O_5 ,
- Eau brute de groupe A2 et A3 : 0,7 mg/L de P_2O_5 .

Une NQE provisoire a été fixée à 0,2 mg/L de P total dans les eaux de surface par la circulaire du 7 mai 2007.²⁸

4.1.3.2 Dans les EDCH

La directive n° 80-778 du 15 juillet 1980 relative à la qualité des EDCH définissait un niveau guide de 0,4 mg/L de P_2O_5 dans les EDCH et une valeur maximale admissible de 5 mg/L de P_2O_5 .

Les textes réglementaires français et européens en vigueur ne prévoient plus de LQ pour le P ou les phosphates dans les EDCH.

Dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux, le phosphore total est uniquement analysé au niveau de la ressource en eau utilisée pour produire de l'EDCH.

²⁶ Arrêté du 23 juin 2016 modifiant l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines

²⁷ Les eaux brutes superficielles utilisées pour la production d'EDCH sont classées en 3 groupes (A1, A2, A3), correspondant à une exigence de qualité et un niveau de traitement adéquat (Directive 75/440/CEE du 16 juin 1975) :

- pour le groupe A1, traitement simple et désinfection,
- pour le groupe A2, traitement normal physique, chimique et désinfection,
- pour le groupe A3, traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection.

²⁸ Circulaire du 7 mai 2007 définissant les normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau

4.1.3.3 Dans les eaux usées et eaux usées traitées

Les concentrations moyennes journalières en P total dans les eaux usées à dominante urbaine sont de l'ordre de quelques mg/L (généralement entre 5 et 15 mg P/L) et dépendent de différents paramètres tels que la dilution par des eaux claires parasites et/ou des eaux de pluie, la proportion d'eaux résiduelles industrielles *etc.*

Le P contenu dans ces eaux usées provient pour l'essentiel des rejets métaboliques (urines, fèces). Les autres apports sont issus des eaux de vaisselle, de lavage du linge et des surfaces et le cas échéant de détergents pour lave-vaisselle, de produits de lavage dits « industriels » utilisés dans les laveries, restaurants, commerces et industries diverses.

Le décret n°2007-491 du 29 mars 2007 (JO du 31 mars 2007) a interdit, à compter du 1^{er} juillet 2007, la commercialisation des phosphates dans les détergents textiles domestiques. Cette interdiction avait cependant été anticipée par une réduction progressive de leur teneur en tripolyphosphates de sodium suite à une convention signée en décembre 1989 entre le Ministère en charge de l'Environnement et l'Association des Industries des Savons et Détergents (AISD) entraînant une décroissance générale de la concentration en phosphates dans les eaux usées. La charge en P imputable aux lessives domestiques peut, depuis près d'une dizaine d'années, être considérée comme négligeable en France. La loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en oeuvre du « Grenelle de l'environnement » prévoyait l'interdiction des phosphates dans tous les produits lessiviels [incluant les produits pour lave-vaisselle et les lessives industrielles] à compter de fin 2012. Le Décret n° 2014-1671 du 30 décembre 2014 relatif à l'utilisation de phosphates et autres composés du phosphore dans les détergents textiles et détergents pour lave-vaisselle destinés aux consommateurs a modifié le code de l'environnement (article R.216-8-1) en faisant référence à l'annexe VI bis du règlement (CE) n° 259/2012 précité.

Les rejets journaliers domestiques se situent dans une gamme comprise entre 1,2 et 2,1 g P/j par habitant, une valeur moyenne de 1,4 g P/j pouvant être retenue pour les rejets liés au métabolisme (Stricker et Héduit, 2010 ; Stricker *et al.*, 2010 ; Eme et Boutin, 2015).

La charge spécifique moyenne en P, ramenée à l'Équivalent – Habitant réglementaire [EH] prenant en compte les rejets domestiques et industriels associés, a été établie à 2,1 g/j à partir de données issues de 247 sites français (Stricker et Héduit, 2010). Cette étude suggère également que le P issu des produits de lave-vaisselle équivalait à une charge spécifique comprise entre 0,2 et 0,3 g P/j.EH.

La Directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduelles prévoit, pour les STEU rejetant en zones sensibles à l'eutrophisation :

- que le taux minimal d'abattement du P total par les stations soit de 80 %
- ou
- que la concentration dans les effluents soit limitée à 2 mg/L pour les installations dont la capacité est comprise entre 10 000 et 100 000 EH, et 1 mg/L pour celles de plus de 100 000 EH.

Ces obligations sont transcrites dans l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO₅ (demande biochimique en oxygène).

Ces textes expriment des exigences minimales souvent renforcées par les services de la police de l'eau au regard des dispositions des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) élaborés pour chaque bassin hydrographique et en application des exigences de la DCE. Ainsi, les arrêtés préfectoraux d'autorisation de rejet peuvent exiger le traitement du P pour des installations de plus petites tailles et/ou des niveaux de traitement plus sévères.

Pour les rejets de STEU situés en zone sensible et provenant d'une agglomération de moins de 10 000 EH, des performances d'élimination du phosphore en concentration et/ou en rendement peuvent donc être exigées et des prescriptions locales sont demandées dans les actes administratifs réglementant les rejets des systèmes d'assainissement.

4.1.4 Effets sur la santé

Le P est un nutriment essentiel, naturellement présent dans l'alimentation. À titre d'exemple, pour 100 g, le pain complet en contient 187 mg et le fromage blanc 115 mg (Anses, table Ciqua, 2016²⁹). Le phosphore peut également être introduit dans l'alimentation *via* l'utilisation d'additifs alimentaires phosphatés comme, par exemple l'acide phosphorique (E338) ou le phosphate de sodium (E339).

Les phosphates utilisés en tant qu'additifs alimentaires ont fait l'objet d'évaluations sanitaires à plusieurs reprises par le JEFCA.

Dans son rapport de 1970 relatif à l'évaluation de l'acide phosphorique, des phosphates et polyphosphates, le JEFCA considère que la quantité ingérée acceptable de phosphates par jour est comprise entre 0 et 30 mg/kg de masse corporelle pour un adulte. Une quantité acceptable dite conditionnelle comprise entre 30 et 70 mg/kg de masse corporelle a également été définie, celle-ci dépendant de la quantité de calcium ingérée. En effet, les phosphates semblent induire moins d'effets jugés indésirables en présence de calcium. Pour les populations ayant une forte consommation quotidienne de calcium, la dose journalière acceptable maximale est fixée à 70 mg/kg/jour. Ces valeurs sont calculées à partir d'études expérimentales très anciennes. (Lang, 1959 ; Lauersen, 1953).

Toutefois, la dose journalière tolérable maximale fixée à 70 mg/kg de masse corporelle, exprimée en phosphore, n'a pas été remise en cause ou mise à jour depuis les années 1970. Les effets des phosphates utilisés comme additifs alimentaires doivent cependant être réévalués par l'EFSA avant fin 2018 (EFSA, 2013).

Des études plus récentes suggèrent qu'une hyperphosphatémie (les valeurs normales étant de 3,5 – 4,5 mg/dL chez l'adulte) serait associée à une détérioration des fonctions vasculaires et endothéliales (Stevens *et al.*, 2016), et à la survenue des maladies cardiovasculaires dans la population générale (Dhingra *et al.*, 2007 ; Kestenbaum *et al.*, 2009 ; Tonelli *et al.*, 2009).

L'EFSA a défini un apport journalier adéquat en P, compris entre 250 et 640 mg/jour pour les enfants (160 mg/jour pour les enfants de 7 à 11 mois) et de 550 mg/jour pour les adultes (EFSA, 2015).

Aux USA, l'Institute of Medicine a fixé un apport maximal tolérable à 4 g/j pour la population générale (Institut de médecine, 1997).

4.1.5 Effets sur l'environnement

Les rejets de composés phosphorés dans l'environnement ont contribué au cours du XX^e siècle à fortement dégrader les milieux aquatiques continentaux et certaines zones côtières, notamment celles situées à proximité des grands estuaires. Même si le P n'est présent qu'en très faible

²⁹ <https://pro.anses.fr/tableciqua/>

quantité dans certains éléments cellulaires (par exemple l'ADN), sa disponibilité naturelle dans les environnements aquatiques est extrêmement limitée. C'est la raison pour laquelle le phosphore est le premier élément limitant pour les producteurs primaires des environnements aquatiques continentaux, tels que les micro-organismes et organismes photosynthétiques qui assurent la transformation du carbone inorganique en carbone organique et qui sont donc à la base de tous les réseaux trophiques.

Combiné à des apports importants en azote (N), le plus souvent d'origine agricole, l'augmentation des apports de ces deux éléments (N et P) s'est traduite par l'eutrophisation d'un très grand nombre d'écosystèmes aquatiques continentaux partout dans le monde. L'une des conséquences les plus remarquables de cette eutrophisation se rapporte aux proliférations de cyanobactéries car ces micro-organismes potentiellement producteurs de toxines sont alors capables de dominer le compartiment phytoplanctonique, ce qui perturbe le fonctionnement et les usages des écosystèmes, notamment en raison des risques sanitaires pour l'Homme et les animaux. Les coûts de l'eutrophisation ont été estimés dans certains pays. Aux USA, ils dépassent plus de 2 milliards de dollars par an (Dodds *et al.*, 2009).

Les valeurs de concentrations en P et, pour rappel de celles en azote, définissant le statut trophique des lacs et des rivières sont présentées dans le Tableau 14.

Tableau 14 : Concentrations en P total et N total définissant des niveaux trophiques des masses d'eaux (Smith *et al.*, 1999).

	Statut trophique	Concentration en phosphore total (µg/L)	Concentration en azote total (µg/L)
Lacs	Oligotrophe ³⁰	< 10	< 350
	Mésotrophe ³¹	10-30	350-650
	Eutrophe	30-100	650-1 200
	Hypereutrophe	> 100	> 1 200
Rivières	Oligotrophe	< 25	< 700
	Mésotrophe	25-75	700-1 500
	Eutrophe	>75	> 1500
Eaux côtières	Oligotrophe	< 10	< 260
	Mésotrophe	10-30	260-350
	Eutrophe	30-40	350-400
	Hypereutrophe	> 40	> 400

Enfin, il semble exister des liens entre l'eutrophisation et les changements climatiques, les deux processus semblant se renforcer mutuellement. Il est nécessaire de le prendre en compte dans le contexte actuel de l'augmentation des concentrations en carbone (CO₂ et CH₄) dans l'atmosphère et de ses conséquences sur le climat de la terre (Moss *et al.*, 2011).

³⁰ Oligotrophe : qualifie un milieu pauvre en éléments nutritifs (contrairement à un milieu eutrophe ou hypereutrophe)

³¹ Mésotrophe : qualifie un milieu dans lequel la disponibilité en éléments nutritifs est moyenne

4.2 Impact des orthophosphates sur la corrosion

4.2.1 Aspects chimiques de la formation de phosphates de plomb

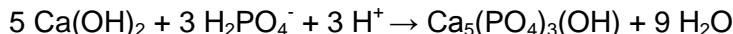
Réactions chimiques impliquant les phosphates

Il existe plusieurs techniques pour ralentir les phénomènes de corrosion au niveau des conduites métalliques. Parmi celles-ci, l'utilisation d'inhibiteurs de corrosion à base de phosphates (orthophosphates, orthophosphates de zinc ou polyphosphates) est fréquente. Ce procédé est basé sur la formation d'une couche protectrice à la surface de la paroi interne de la conduite, qui inhibe ou ralentit la vitesse de corrosion.

Différents facteurs physico-chimiques et biologiques contrôlent la corrosion. Entre autres, la concentration en oxygène dissous, l'alcalinité, la dureté de l'eau (Ca^{2+} et Mg^{2+}), le pH, la présence d'anions comme les chlorures et sulfates font partie de ces facteurs. D'autres paramètres tels que le temps de stagnation de l'eau, ou la température sont aussi importants pour déterminer les vitesses de corrosion. Ainsi, un paramètre primordial lors de la corrosion est le contact entre les conduites métalliques et les solutions corrosives.

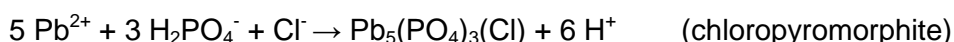
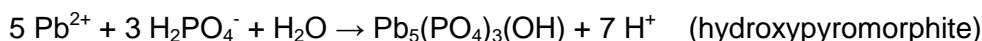
Dans une eau à dureté et alcalinité élevées, la formation de carbonates de calcium au niveau de la paroi des conduites permet de réduire les contacts entre la conduite métallique et les eaux responsables de la corrosion. De la même manière, l'ajout d'OP permet de constituer des complexes stables avec les métaux relargués par les conduites métalliques. Ces complexes peu solubles forment des films qui diminuent l'accès à la surface métallique de l' O_2 de la solution. Ils constituent ainsi des inhibiteurs de corrosion.

Les complexes peuvent se former avec les ions calcium de la solution, formant de l'apatite, peu soluble, suivant la réaction :



De même, des précipités similaires peuvent se produire avec Fe(II) pour former de la vivianite, ou avec Pb(II) pour former de la pyromorphite, les phosphates étant des complexants forts des métaux. On retrouve ainsi fréquemment des phosphates de Fe(II) (vivianite) dans les sédiments de la plupart des fleuves soumis à une pression anthropique importante, pour lesquels la concentration en phosphates est suffisamment élevée. D'une manière générale, les complexes formés entre phosphates et métaux sont très stables, et une fois formés ces minéraux phosphatés peuvent perdurer sur le long terme. Ainsi, les phosphates métalliques sont souvent considérés comme étant un moyen de séquestrer et stabiliser les métaux dans les sols. C'est le cas de la pyromorphite, phosphate de Pb hydraté, $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH},\text{F},\text{Cl})$, qui se forme dans les environnements contaminés en Pb et riches en phosphate.

Dans l'eau, les ions Pb^{2+} forment, avec les phosphates, de l'hydroxypyromorphite voire de la chloropyromorphite :



Ce précipité est extrêmement stable, avec une valeur de $\log K = 3,93$ pour l'hydroxypyromorphite, (Kalbasi *et al.*, 1979) et 25,5 pour la chloropyromorphite (Nriagu, 1974). Ainsi, l'addition d'OP aux eaux de distribution est à même de pouvoir minimiser la solubilisation de Pb(II) en solution (

(b)

Figure 17).

La modélisation, en utilisant le programme Visual Minteq (Gustafsson, 2012) montre que pour une solution contenant 25 µg/L de Pb(II), 1 mg/L d'OP et en équilibre avec l'atmosphère ($p\text{CO}_2=380$ ppm), la précipitation d'hydroxypyromorphite permet en théorie, à l'équilibre thermodynamique, de diminuer la concentration de Pb(II) en solution sous les 10 µg/L dès pH 7. L'effet de l'ajout de phosphate est alors double : il diminue la concentration de Pb en solution et permet de diminuer la surface spécifique des conduites en contact avec les eaux responsables de la corrosion. La couche de pyromorphite formée est solide mais poreuse.

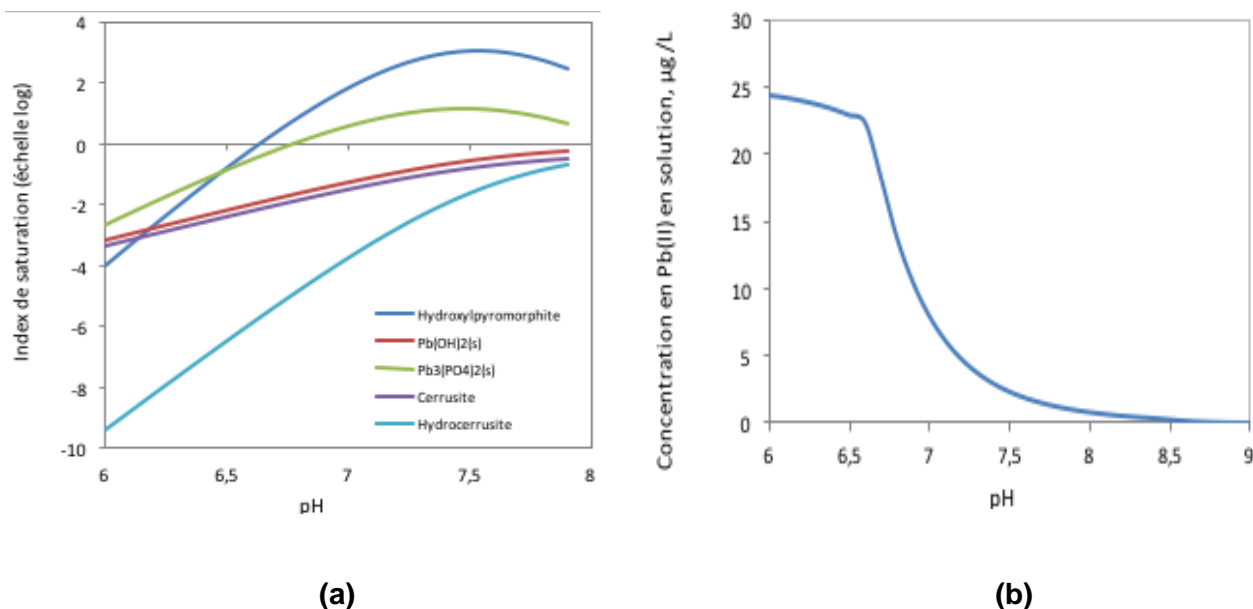


Figure 17 : (a) Indice de saturation des différentes phases minérales susceptibles de se former dans une solution contenant 25 µg/L de Pb(II), 1 mg/L d'orthophosphates et en équilibre avec l'atmosphère ($p\text{CO}_2=380$ ppm). (b) Concentration en Pb^{2+} restante en solution après précipitation des phases minérales présentées sur la figure (a) (modélisation Visual Minteq).

Effets spécifiques des polyphosphates

Les polyphosphates (PP) ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ par exemple) sont des chélatants forts qui peuvent former des complexes stables avec les métaux, comme le fer ou le manganèse, et les alcalino-terreux (Ca, Mg) (Holm et Schock, 1991).

Ils sont utilisés pour lutter contre la corrosion des canalisations en acier galvanisé et inhibent également la formation du tartre (Gal *et al.*, 1996 ; CSTB, 2008).

Cependant, contrairement aux OP, les PP peuvent augmenter la dissolution du Pb dans l'eau (Holm et Schock, 1991, Schock et Wagner, 1985 ; Edwards et Mc Neil, 2002).

4.2.2 Impacts de l'ajout de phosphates sur la corrosion en présence de biofilms

La formation d'une couche protectrice à la surface interne de la paroi de la conduite est contrebalancée par le fait que l'ajout de phosphates peut favoriser la croissance bactérienne. En effet, le P est un élément essentiel à la croissance biologique qui peut être présent en concentrations limitantes dans les EDCH. Son ajout peut alors modifier la dynamique de croissance bactérienne (*cf* 5.3).

Du fait des microenvironnements évoqués précédemment (cf 2.2.4) ainsi que de leur activité métabolique, les biofilms sont souvent associés à la formation de minéraux métalliques phosphatés. Ainsi, des expériences effectuées en laboratoire ont montré la formation rapide de pyromorphite (phosphate de Pb) dans des biofilms bactériens (*Burkholderia cepacia*, *Shewanella oneidensis*) alors que les données thermodynamiques basées sur la solution en contact de ces biofilms ne prédisaient aucune précipitation (Templeton, 2003). Il en est de même pour la formation de vivianite par ferriréduction bactérienne (Jorand *et al.*, 2000) qui peut alors protéger les surfaces de la corrosion (Volkland *et al.*, 2000 ; Dubiel *et al.*, 2002 ; Harms *et al.*, 2003). L'activité microbienne, au sein des biofilms, peut ainsi fortement modifier les cinétiques de précipitation de phosphates métalliques.

Pour autant, ces observations sont le fait d'expérimentations en laboratoire, sur des souches pures et dans des conditions simplifiées par rapport aux conditions des réseaux d'EDCH.

4.3 Mise en œuvre du traitement des EDCH par des orthophosphates

4.3.1 En France

En France, comme indiqué dans la circulaire du circulaire DGS/SD7A/2004/557 du 25 novembre 2004 relative aux mesures correctives à mettre en œuvre par la PRPDE pour réduire la dissolution du Pb dans l'EDCH, la mise en place d'un traitement filmogène peut être autorisée lorsque les conditions suivantes sont réunies :

- l'eau est moyennement minéralisée ou fortement minéralisée (dure),
- l'eau est préalablement mise à l'équilibre calco-carbonique,
- le pH d'équilibre est inférieur à 7,5,
- dans la zone de distribution considérée, plus de 10 % des réseaux de distribution comprennent des canalisations en plomb sur une longueur supérieure à 10 mètres. La circulaire souligne qu'en l'absence d'information précise sur la nature des réseaux intérieurs de distribution, cette condition s'applique uniquement pour les branchements publics. L'estimation du nombre d'habitations construites avant 1955 [cf. circulaire DGS/SD 7 A n° 45 du 5 février 2004 (partie I.1)] permettra éventuellement d'apprécier le niveau de présence de Pb dans les réseaux intérieurs mais ne devra pas constituer le critère principal d'appréciation en raison de la possible surestimation de cette présence.

Sous réserve qu'ils respectent les critères de pureté définis dans les normes, les inhibiteurs de corrosion pouvant être utilisés sont :

- les dihydrogénophosphates de sodium (NF EN 1198),
- les phosphates trisodiques (NF EN 1200),
- les dihydrogénophosphates de potassium (NF EN 1201),
- les hydrogénophosphates de potassium (NF EN 1202),
- les phosphates tripotassiques (NF EN 1203),
- l'acide phosphorique (NF EN 974).

Ces composés phosphatés figurent également dans la circulaire DG 5/VS 4 n° 2000-166 du 28 mars 2000 relative aux produits et procédés autorisés pour le traitement des EDCH.

Le traitement est réalisé en injectant l'inhibiteur de corrosion en solution dans l'eau en fin de filière de potabilisation. Cette opération ne nécessite qu'une pompe doseuse asservie au débit à traiter.

Des essais à l'échelle industrielle avaient été réalisés par le SEDIF en utilisant de l'OP de zinc (Zn). Ce réactif a été abandonné compte tenu de l'augmentation de la concentration en Zn constatée dans les boues issues des stations d'épuration (Audition du SEDIF, 2016).

La circulaire précitée prévoit que le taux de traitement soit initialement limité à 2 mg/L de PO_4^{3-} en injection continue dans l'eau lors de la phase de constitution de la couche protectrice (jusqu'à 6 mois), puis à 1 mg/L de PO_4^{3-} (soit 0,3 mg/L de P).

Depuis 2003, dix usines de production d'EDCH en Île-de-France ont bénéficié d'autorisations préfectorales pour la mise en œuvre d'un traitement par des OP, sur la base notamment des avis de l'Afssa³² et du CSHPF rendus entre 2002 et 2007.

Eau de Paris

Suite à l'obtention d'arrêtés préfectoraux (AP), Eau de Paris a traité à l'acide phosphorique, à partir du 18 novembre 2003, les eaux produites par les usines de :

- Desquinemarre (traitement d'eaux souterraines) dans le département de Seine-et-Marne (77) (AP du 5/09/2003),
- Orly (traitement d'eaux de surface ; AP du 5/09/2003), Joinville-le-Pont (eaux de surface ; AP du 5/09/2003) et L'Hay-les-Roses (Eaux souterraines ; AP du 7/12/2007) dans le département du Val-de-Marne (94),
- Vert-en-Drouais (eaux souterraines ; AP du 5/09/2003) dans l'Eure-et-Loire,
- Saint-Cloud (eaux souterraines ; AP du 31/03/2010) dans les Hauts-de-Seine.

Jusqu'en 2006, les eaux souterraines transitant jusqu'à Paris *via* l'aqueduc de l'Avre étaient traitées à la station de Vert-en-Drouais. Elles sont depuis 2007 traitées dans l'usine de Saint-Cloud (Rapport Eau de Paris, 2013, non publié).

SEDIF

Concernant le territoire alimenté en EDCH par le SEDIF et dont les usines sont exploitées par Veolia Eau d'Île-de-France, un traitement à l'acide phosphorique a été mis en place :

- à partir du 9 février 2004, dans l'usine de Choisy-le-Roi (Val-de-Marne) (eaux de surface) (AP du 15/01/2004) ;
- à partir du 13 avril 2004, dans l'usine de Neuilly-sur-Marne (Seine-Saint-Denis) (eaux de surface) (AP du 05/04/2004);

³² Avis de l'Afssa du 27 mars 2002 relatif au programme d'études proposé par la Société Anonyme de Gestion des Eaux de la Ville de Paris (SAGEP) dans le cadre de la mise en place d'un traitement à l'acide orthophosphorique des EDCH.

Avis de l'Afssa du 10 décembre 2003 relatif au suivi de la mise en œuvre des traitements aux orthophosphates des eaux de distribution en région parisienne en vue de diminuer la concentration en Pb dans l'EDCH, révisé par l'avis du 15 février 2007.

Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif au traitement à l'acide orthophosphorique des EDCH produites par les usines de Choisy-le-Roi, Méry-sur-Oise et Neuilly-sur-Marne.

Avis de l'Afssa du 25 août 2004 sur l'étude du suivi de qualité des eaux résiduaires et des boues dans le cadre de la mise en place d'un traitement aux orthophosphates.

- à partir du 28 août 2008, dans l'usine d'Arvigny (Seine-et-Marne) (eaux souterraines) (AP du 07/12/2007).

L'usine de Méry-sur-Oise n'a pas fait l'objet d'un traitement aux OP suite aux avis défavorables du CSHPF de 2001 et de l'Afssa de 2004, considérant que :

- l'eau produite présentait un pouvoir corrosif limité (pH=8 et TAC=14 °f),
- les branchements en Pb de plus de 13 mètres seraient supprimés à l'horizon 2003.

Veolia Eau

Deux usines de potabilisation alimentent la ville de Melun et ses environs :

- l'usine de Livry-sur-Seine, propriété de la ville de Melun,
- l'usine de Boissise-la-Bertrand, mise en service en 2006 et propriété de Veolia Eau. Les eaux produites par cette usine ont été traitées aux OP à partir de juillet 2008 et jusque fin 2013 (AP du 10 juillet 2007).

Les différentes UDI locales sont alimentées par un mélange d'eaux issues des usines de Boissise-la-Bertrand et Livry-sur-Seine, excepté l'UDI « SAN de Sénart B » (Moissy Cramayel et Réau) alimentée par les EDCH produites par l'usine d'Arvigny à Savigny-le-Temple, gérée par le SEDIF jusqu'en 2012 puis par l'usine de Boissise-la Bertrand (avec traitement aux OP jusque fin 2013) et l'usine de Morsang-sur-Seine, gérée par la Lyonnaise des Eaux (sans traitement aux OP).

D'après les informations recueillies lors de l'audition, la mise en place du traitement aux OP a été imposée pour l'usine de Boissise-la-Bertrand.

Le SEDIF et Veolia Eau ont interrompu le traitement à partir du 24 décembre 2013. En revanche, Eau de Paris a poursuivi l'application du traitement aux orthophosphates après cette date.

Le GT a également été informé, tardivement, en mai 2017 que l'eau alimentant la commune de Figeac (46) est traitée aux orthophosphates de zinc depuis 1994 pour limiter les phénomènes de corrosion et en particulier du Pb. Un traitement de reminéralisation devrait être mis en place dans la nouvelle usine de potabilisation qui devrait entrer en service au cours de l'été 2017. Le GT note que, bien que les OP de zinc soient autorisés comme produits de traitement de l'EDCH au titre de la circulaire DG 5/VS 4 n° 2000-166 du 28 mars 2000, ils ne figurent pas dans la liste des inhibiteurs de corrosion prévus dans la circulaire du 25 novembre 2004 précitée.

4.3.2 Au niveau international

Au Royaume-Uni, le Drinking Water Inspectorate (DWI) a publié une note en 2000 puis en 2001 demandant aux entreprises de l'eau d'optimiser les traitements afin de réduire la dissolution du Pb, incluant l'ajout de PO₄, si plus de 5 % des 100 échantillons prélevés selon la méthode aléatoire (« random daytime ») présentent une concentration en Pb supérieure à 10 µg/L (DWI, 2000 et 2001).

Selon Hayes et Hydes (2012), 95 % des eaux distribuées au Royaume-Uni sont traitées aux OP, la mise en place du traitement ayant commencé au milieu des années 1990. Un système de distribution est considéré comme optimisé si moins de 2 % des échantillons prélevés de manière

aléatoire présentent une concentration supérieures à 10 µg/L de Pb, la dose optimale d'OP pouvant être déterminée grâce à des essais en laboratoire, des essais pilote ou par modélisation.

La concentration utilisée au Royaume-Uni varie entre 0,5 et 2 mg/L de P, principalement entre 1 et 1,5 mg/L de P, c'est-à-dire entre 3 et 4,6 mg/L de PO₄³⁻. Ce dosage dépend du système de distribution et de la qualité de l'eau à traiter.

À partir de 2005, 98 % des eaux au Nord Est de l'Angleterre étaient traitées aux OP, 75 % avec une dose de 2 mg/L de P, 18 % avec une dose de 1,5 mg/L de P, 5 % avec 1 mg/L de P (Cardew, 2009).

Les informations recueillies *via* l'ENDWARE (Annexe 3) montrent que des traitements aux OP sont également mis en oeuvre en Irlande, en Belgique (Flandres) et en République Tchèque. Dans ces deux derniers pays, il est plutôt utilisé pour limiter la corrosion des conduites en acier ou en fonte. Les doses appliquées varient selon les pays entre 2 et 6,7 mg/L PO₄³⁻.

Aux USA, la dose d'OP utilisée est globalement comprise entre 0,5 et 3 mg/L de PO₄³⁻ (Brown *et al.*, 2013). Le traitement à base d'acide orthophosphorique a été mis en place à partir de 1992 dans la ville de New-York, d'abord à titre expérimental, puis de manière généralisée dès 1993 (Maas *et al.*, 2005).

Le traitement est également appliqué au Canada. Ainsi, les EDCH de la ville de Winnipeg sont traitées aux OP depuis juin 2000, à une dose de 2 mg/L (site internet ville de Winnipeg³³), celles de Toronto depuis 2014, à une dose de 1 à 2 mg/L PO₄³⁻ (site internet de la ville de Toronto)³⁴.

4.4 Synthèse du chapitre 4

En France, les concentrations en phosphore sont comprises entre 0,001 et 0,05 mg/L de P dans les eaux souterraines alors qu'elles sont le plus souvent inférieures à 1 mg/L dans les eaux superficielles et comprises entre 5 et 15 mg P/L dans les eaux usées. Les rejets de P dans l'environnement contribuent à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Une NQE provisoire a été fixée à 0,2 mg/L de P total dans les eaux superficielles par la circulaire du 7 mai 2007.

L'EFSA a défini un apport journalier adéquat en P, compris entre 250 et 640 mg pour les enfants (160 mg/jour pour les enfants de 7 à 11 mois) et de 550 mg pour les adultes. La dose journalière tolérable maximale fixée à 70 mg/kg de masse corporelle, exprimée en phosphore, n'a pas été remise en cause ou mise à jour depuis les années 1970. Les effets des phosphates utilisés comme additifs alimentaires doivent cependant être réévalués par l'EFSA avant fin 2018.

Les orthophosphates sont utilisés dans diverses applications (engrais, produits lessiviels, additifs alimentaires) et notamment comme inhibiteurs de corrosion.

Un traitement filmogène destiné à limiter les relargages de métaux à partir des canalisations, basé sur l'ajout d'acide phosphorique dans les EDCH a été mis en place en Île-de-France :

- par Eau de Paris, à partir de novembre 2003,
- par le SEDIF début 2004 dans les usines de Choisy-le-Roi et Neuilly-sur-Marne puis en 2008 dans l'usine d'Arvigny,
- par la société Veolia Eau durant l'été 2008 dans l'usine de Boissise-la-Bertrand.

³³ www.winnipeg.ca/waterandwaste/water/leadOrthophosphate.stm, consulté le 5 avril 2017

³⁴ www1.toronto.ca/wps/portal/contentonly?vnextoid=57409776f3692410VgnVCM10000071d60f89RCRD, consulté le 5 avril 2017

Pendant les premiers mois, le traitement a été appliqué à une dose de 2 mg/L puis à une dose de 1 mg/L PO_4^{3-} . Celui-ci a été interrompu fin décembre 2013 par le SEDIF et Veolia Eau, mais il est toujours appliqué en 2017 par Eau de Paris.

Ce traitement a également été mis en œuvre pour limiter la dissolution du Pb dans l'EDCH au Royaume-Uni et aux USA depuis les années 1990, au Canada, et plus récemment en Irlande. Ce traitement est également utilisé en Belgique ou en République Tchèque, en vue de limiter la corrosion du fer. Les doses utilisées varient selon les pays entre 0,5 et 6 mg/L environ de PO_4^{3-} .

5 Bilan du traitement des EDCH par des orthophosphates

5.1 Impact du traitement aux orthophosphates sur la concentration en plomb dans l'EDCH

5.1.1 En France

5.1.1.1 Études pilotes

Une étude pilote a été effectuée par Veolia en 2004 et 2005 sur le site de l'usine de potabilisation d'Arvigny avec une aide financière de l'Agence de l'eau Seine Normandie. Le pilote était constitué de cinq lignes de canalisations en Pb, alimentées par de l'eau traitée avec différents inhibiteurs de corrosion :

- 100 % de H₃PO₄,
- 50 % H₃PO₄ et 50 % polyphosphates,
- 75 % de H₃PO₄ et 25 % de pyrophosphate tétrapotassique (K₄P₂O₇) (Jaeger *et al.*, 2005 a).

Les auteurs indiquent que l'injection de phosphates à une concentration de 2 mg PO₄³⁻ /L conduit à un abattement de l'ordre de 60 % de la concentration en Pb en sortie des lignes traitées, quels que soient les temps de stagnation étudiés (sans stagnation, 30 minutes ou 9 heures) (Tableau 15).

Tableau 15 : Concentrations en Pb observées après ajout d'acide phosphorique dans l'eau (valeurs déduites des graphiques présentés dans le rapport) (Jaeger, 2005 a).

	Sans stagnation	Stagnation 30 min	Stagnation 9 h	Sans stagnation	Stagnation 30 min	Stagnation 9 h
C_{max} Témoin (µg/L)	33	103	290	18	80	230
	Traitement avec 2 mg/L de PO₄³⁻			Traitement avec 1 mg/L de PO₄³⁻		
C_{max} avec H₃PO₄ (µg/L)	19	42	150	13	43	120
Réduction (%)	51 ± 17	56 ± 10	58 ± 6	50 ± 6	56 ± 9	66 ± 10

Après 200 jours environ de fonctionnement, la dose d'OP appliquée est de 1 mg/L. Les résultats obtenus pour les échantillons prélevés sans stagnation montrent que les traitements permettent de maintenir les concentrations sous le seuil de 20 µg/L de Pb. Cependant, une diminution importante de la concentration en Pb est également observée sur la ligne témoin.

Le traitement avec 100 % de H₃PO₄ à une dose de 1 mg/L de PO₄, permet, excepté pour un échantillon, de respecter la LQ de 10 µg/L dans des échantillons prélevés sans stagnation, mais ceci n'est plus vérifié après 30 min et 9 h de stagnation

Quel que soit le temps de stagnation, le traitement avec 100 % de H₃PO₄ conduit aux taux d'abattement les plus élevés.

En parallèle du suivi de la qualité de l'EDCH aux robinets de consommateurs réalisé par le SEDIF (cf 5.1.1.2), une étude pilote a été menée au niveau du réservoir situé sur la commune de Vélizy,

alimenté par l'usine de Choisy-le-Roi. Le pilote était équipé de quatre boucles de canalisations en Pb de 4 mètres de long et 32 mm de diamètre, corrodées. Seules deux boucles ont été utilisées pour cette étude. L'évolution des concentrations en Pb ont été étudiées en fonction de la température et du taux de traitement (1, 2 ou 3 mg/L de PO_4^{3-}). Les prélèvements ont été effectués en sortie de chaque boucle après une stagnation nocturne de 9 heures, 2 fois par semaine en début de traitement (février à avril 2004) puis une fois par semaine. Les taux d'abattement obtenus après traitement aux OP, calculés à partir des concentrations mesurées avant traitement, sont présentés dans le Tableau 16.

Les auteurs indiquent que :

- la quantité de Pb particulaire varie d'un prélèvement à l'autre, les fortes concentrations pouvant être liées aux travaux effectués sur le pilote suite à une période de gel ;
- les concentrations varient en fonction de la température (sur la période d'étude, température minimale : 1°C en hiver ; température maximale 24 °C en été) (taux de corrélation de 0,6) et dans une moindre mesure du taux d'orthophosphates (taux de corrélation de 0,5 pour la boucle 1 et 0,1 pour la boucle 3) ;
- le passage d'une dose de 2 mg/L à une dose de 1 mg/L PO_4^{3-} a conduit au maintien de l'efficacité du traitement.

Les auteurs concluent que l'efficacité d'un taux de traitement dépend de « l'historique » de la canalisation.

Tableau 16 : Résultats d'une étude pilote de traitement aux OP de l'eau alimentant des canalisations en Pb (SEDIF, 2006, rapport non publié).

Taux de traitement (mg/L PO_4^{3-})	Abattements moyens observés (%)	
	Boucle 1	Boucle 3
1	/	56 ± 11
2 (6 premiers mois)	34 ± 12	40 ± 11
3	59 ± 15	/
Total moyen	45 ± 17	47 ± 13

5.1.1.2 Suivi de la qualité de l'EDCH distribuée au robinet après la mise en place du traitement

Des programmes d'études ont été mis en œuvre au début des années 2000 par Eau de Paris et le SEDIF afin d'étudier l'impact du traitement aux OP, ajoutés à une dose de 1 mg/L PO_4 . Ces programmes d'études ont fait l'objet de rapports soumis à l'Afssa, dont les résultats sont présentés ci-après.

Étude réalisée par Eau de Paris

Des analyses ont été réalisées par Eau de Paris aux domiciles de consommateurs vivant dans 12 immeubles dont les caractéristiques de branchement et réseau intérieur étaient connues (présence de Pb), avant et après ajout d'acide orthophosphorique. Les résultats obtenus montrent une diminution des concentrations en Pb pour la majorité des sites suivis (Eau de Paris, 2005) (Tableau 17).

Plus précisément, la figure 18 (a) montre que le pourcentage de valeurs inférieures ou égales à 10 µg/L, mesurées après écoulement, passe de 35 % (avant traitement) à 70 % après l'ajout de

phosphates à une dose de 1 mg/L. Dans des échantillons prélevés après stagnation de 30 min, le pourcentage de valeurs inférieures à 10 µg/L passe de 28 à 46 % après traitement (Figure 18 (b)). Les auteurs indiquent que la médiane des résultats passe de 13 µg/L à 7 µg/L après écoulement et de 21 à 12 µg/L après stagnation de 30 min.

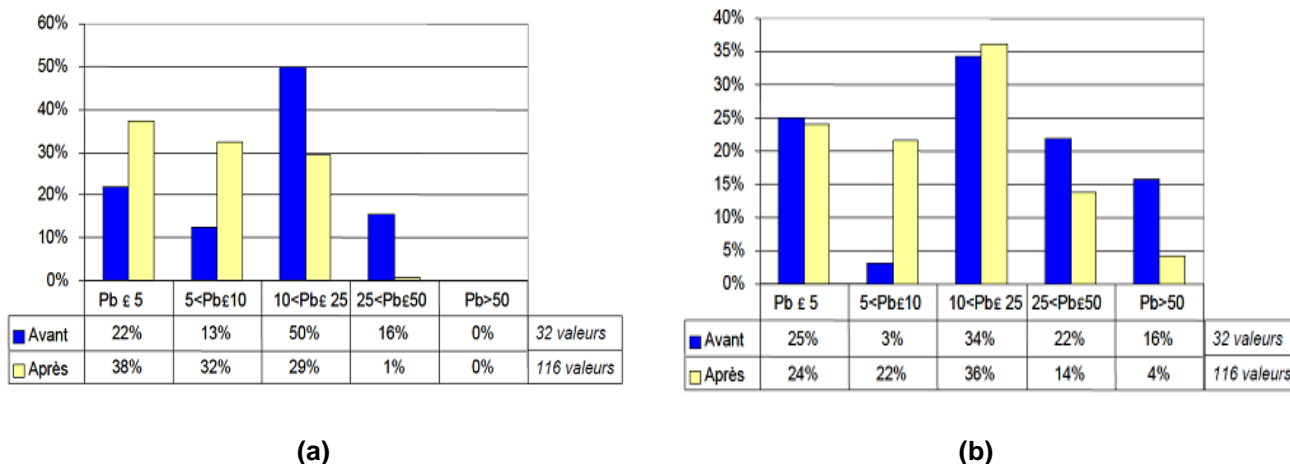


Figure 18 : Répartition des classes de concentrations en Pb dans les EDCH prélevées au robinet de consommateurs à Paris avant et après traitement aux OP, (a) prélèvements après écoulement et (b) prélèvement après 30 min de stagnation (Eau de Paris, 2005, rapport non publié).

Tableau 17 : Taux de réduction des concentrations en Pb dans des eaux prélevées dans la ville de Paris après traitement aux OP (Eau de Paris, 2005, rapport non publié).

	Prélèvement après écoulement		Prélèvement après stagnation 30 min.	
	Avant ajout OP	Après ajout OP	Avant ajout OP	Après ajout OP
Concentrations en Pb min-max (µg/L)	4 – 28,3	3,6 – 14,6	3,7 - 80	3,5 – 36,3
Abattements min-max (%)	10 – 52 Sauf 1 site : + 7%		3 – 59 Sauf 3 sites : + 2% + 57 % (12 à 18,8 µg/L) + 267 % (3 à 11 µg/L)	

Les auteurs concluent à une diminution sensible des concentrations en Pb au robinet des consommateurs, suite à la mise en place du traitement.

Ils indiquent que l'existence de « piles galvaniques » explique sans doute certaines valeurs élevées constatées, même après l'ajout d'OP. Le rapport ne comporte pas d'études reposant sur des mesures effectuées sur des prélèvements aléatoires (1^{er} jet), ce qui ne permet pas de comparer les résultats présentés avec ceux du contrôle sanitaire.

Étude réalisée par le SEDIF

D'après le rapport transmis à l'Afssa en 2006 (non publié), le suivi de la qualité de l'EDCH a été réalisé au robinet de 10 consommateurs des secteurs Sud (alimentés par l'usine de Choisy-le-Roi) et Est (usine de Neuilly-sur-Marne) et de 10 consommateurs du secteur Nord, pour lequel le traitement n'est pas appliqué (usine de Méry-sur-Oise). Les sites de prélèvement ont été choisis en fonction de :

- la localisation géographique,
- la présence d'un branchement en Pb voire de canalisations intérieures en Pb,
- la disponibilité des occupants des logements.

Les concentrations en Pb mesurées sur des échantillons prélevés de manière aléatoire et après stagnation, avant et après la mise en place du traitement, sont présentées sur la figure 19. Pour rappel, les eaux produites par les usines de Choisy-le-Roi et Neuilly-sur-Marne ont été traitées aux OP respectivement à partir du 9 février et du 13 avril 2004. Le 18 octobre 2004, le taux de traitement a été réduit de 2 à 1 mg/L de PO_4^{3-} .

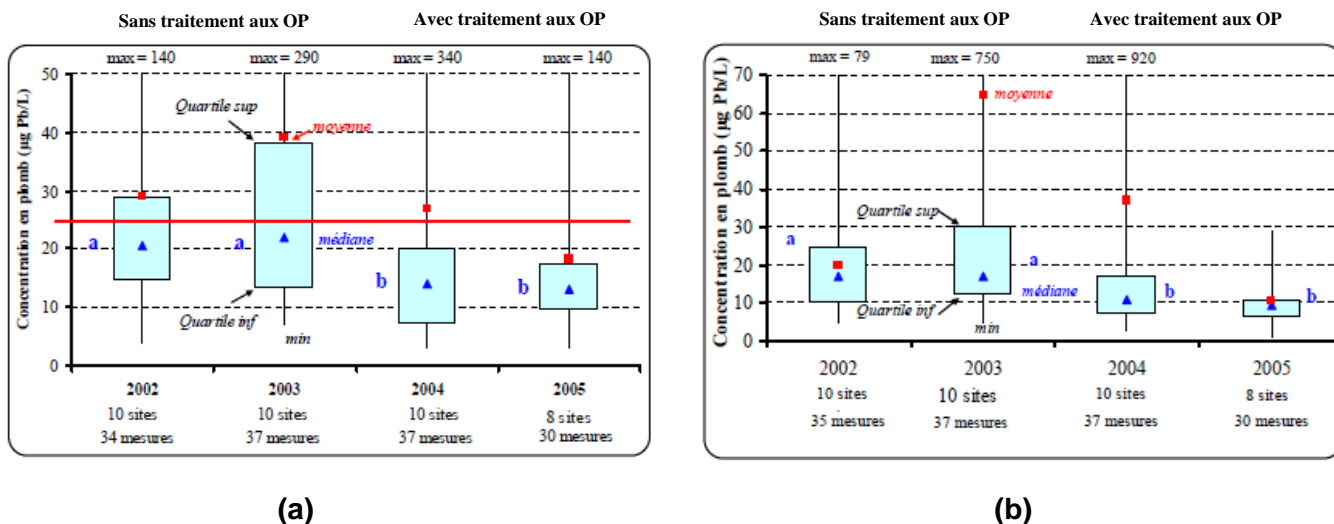


Figure 19 : Concentrations en Pb dans les secteurs Sud et Est du réseau du SEDIF (a) après prélèvement aléatoire et (b) après stagnation (SEDIF, 2006, rapport non publié)

Les valeurs mesurées après prélèvement aléatoire montrent une très grande variabilité dans le temps et dans l'espace. Ces variations sont attribuées par les auteurs aux facteurs suivants :

- la température de l'eau,
- la présence de Pb « particulaire » (principalement observé dans les réseaux intérieurs),
- la présence de « piles galvaniques »,
- la fréquence de consommation de l'eau dans le foyer pouvant limiter la stagnation,
- la longueur des canalisations en plomb (branchement et /ou canalisations intérieures selon les cas).

Les résultats montrent globalement un abaissement des concentrations moyennes en Pb par l'effet du traitement. Les auteurs précisent que les écarts entre la moyenne et la médiane des concentrations mesurées après stagnation en 2003 et 2004 sont dus à la présence de très fortes valeurs, qui ne sont plus observées en 2005.

La réduction du dosage d'OP de 2 à 1 mg/L n'a pas d'effet négatif sur la concentration moyenne en Pb hydrique. Les auteurs indiquent qu'un suivi rapproché effectué au domicile de deux consommateurs à Antony et Neuilly-Plaisance ne permet pas de conclure quant à l'impact du changement du taux de traitement.

Les résultats des mesures, groupées par classes de valeurs, sont présentés sur la figure 20. La proportion de valeurs inférieures à 25 µg/L augmente en 2004 et 2005 pour atteindre 97 % en 2005. La proportion de mesures inférieures à 10 µg/L augmente également après traitement même si celle-ci n'est que de 30 % en 2005 contre 43 % en 2004.

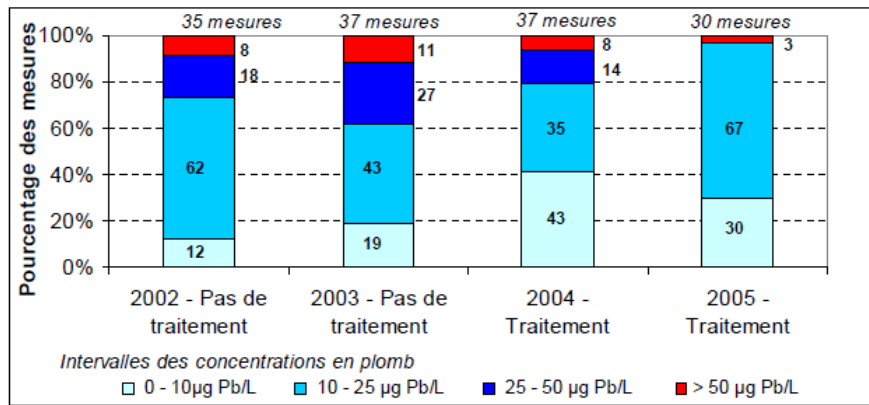
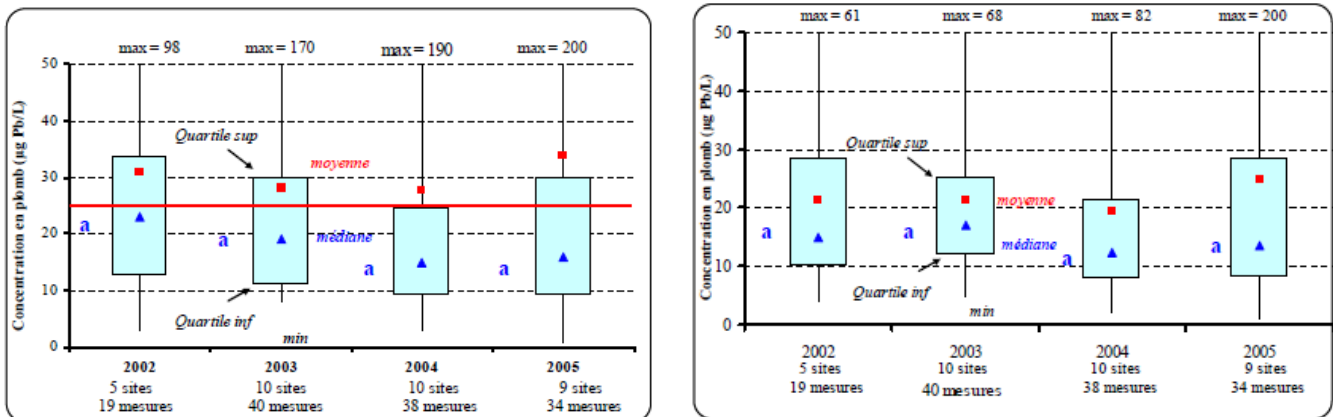


Figure 20 : Répartition des concentrations en Pb total mesuré après prélèvement aléatoire sur les secteurs Sud et Est du réseau du SEDIF (SEDIF, 2006, rapport non publié).

Les auteurs indiquent que les concentrations en Pb obtenues sur le réseau Nord, **non traité aux OP** (Figure 21) en 2002, 2003, 2004 et 2005 ne sont pas statistiquement différentes entre elles.



(a)

(b)

Figure 21 : Concentrations en Pb hydrique dans les échantillons prélevés au domicile après prélèvements aléatoires (a) et après stagnation (b) sur le réseau Nord du SEDIF non traité par les OP (SEDIF, 2006, Rapport non publié).

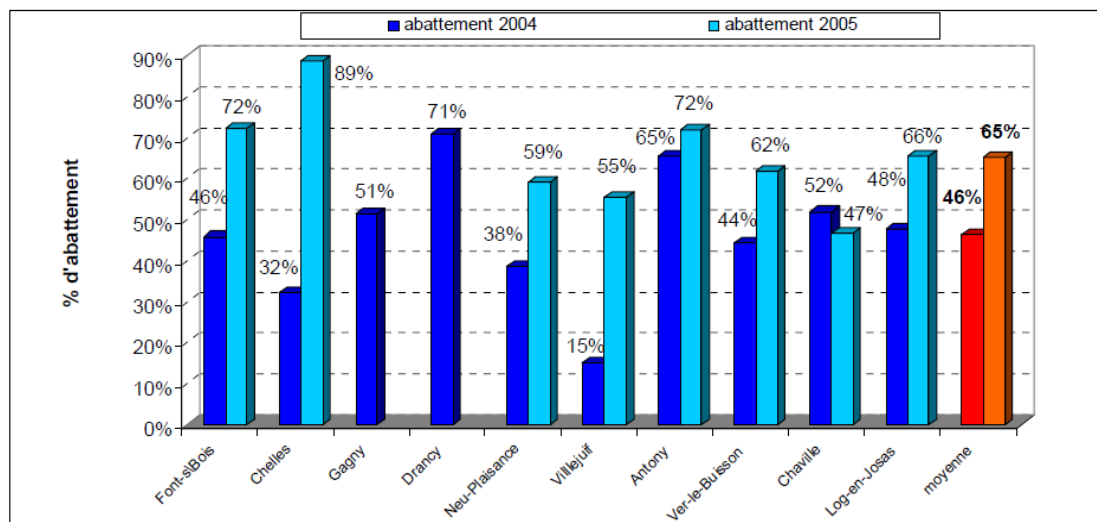


Figure 22 : Réduction, après traitement aux OP, de la concentration en Pb mesurée dans des échantillons prélevés après stagnation au robinet de 10 consommateurs, dans les réseaux Sud et Est du SEDIF (SEDIF, 2006, rapport non publié).

En considérant les valeurs moyennes des mesures effectuées après stagnation de 30 min, l'abattement moyen de la concentration en Pb mesurée au robinet est de 45 % entre 2002-2003 et 2004, et de 65 % entre 2002-2003 et 2005 (Figure 22). L'un des points a été écarté de l'analyse car il présentait régulièrement des valeurs élevées jusqu'en 2004 qui semblaient s'expliquer *a priori* par la présence d'une « pile galvanique » liée à une soudure sur la canalisation en Pb dans le réseau intérieur d'un des consommateurs.

L'augmentation de l'efficacité du traitement entre 2004 et 2005 est considérée par les auteurs comme non significative, la variabilité des abattements étant importante (écart type 15 %).

5.1.1.3 Résultats du contrôle sanitaire des eaux

Exploitation des données de la base SISE-Eaux

Méthodologie

Une extraction de la base SISE-Eaux pour un ensemble de paramètres physico-chimiques et microbiologiques, dont le Pb, a été réalisée pour la région Île-de-France, pour la période 2000-2015.

Les UDI concernées par le traitement aux OP et alimentées d'une part par les usines d'Eau de Paris et, d'autre part, par les usines de Neuilly-sur-Marne, Choisy-le-Roi et Arvigny du SEDIF, ont été identifiées dans la base de données à partir des informations recueillies *via* les auditions, le PADSE et l'ARS Île-de-France. La zone alimentée par l'usine de Boissise-la-Bertrand a été exclue de l'analyse, une partie des communes alimentées par cette usine recevant un mélange d'eau traitée et d'eau non traitée aux OP.

Une analyse des non-conformités pour le paramètre Pb a été réalisée pour ces UDI pour différentes périodes : avant traitement (P0), pendant traitement (P1), après le 25/12/2013 (P2), date à partir de laquelle le SEDIF a arrêté le traitement aux OP.

Les règles de « nettoyage » des données présentées au paragraphe 2.4.1.1 ont également été appliquées et ont conduit à la suppression de 1 % des données.

Un test de khi 2 a été réalisé pour vérifier la significativité des différences entre les périodes.

Résultats

Les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 18.

Tableau 18 : Nombres d'analyses et pourcentages de non-conformités recensées dans la base SISE-Eaux pour le paramètre Pb dans les EDCH en Île-de-France selon la période et le distributeur d'eau (P0 : avant le traitement, P1 : pendant le traitement, P2 après le 25/12/2013 date d'arrêt du traitement dans le réseau du SEDIF).

Zone alimentée par Eau de Paris								Zone alimentée par le SEDIF							
P0		P1		P2		P0 vs P1	P1 vs P2	P0		P1		P2		P0 vs P1	P1 vs P2
Nb ¹	% NC ²	Nb	% NC	Nb	% NC	p-value ³	p-value	Nb	% NC	Nb	% NC	Nb	% NC	p-value	p-value
0		575	15,3	100	0		< 0,001	23	4,4	619	3,1	148	1,4	ns	ns

¹ Nombre de résultats après nettoyage de la base de données.

² Pourcentage de non-conformités.

³ La « p-value » correspond au résultat de significativité du test de khi2.

Les résultats d'analyses du Pb en UDI disponibles entre 2000 et 2003 dans la base SISE-Eaux sont moins nombreux, ce qui peut être expliqué par le fait que les modalités de prélèvement des échantillons d'EDCH pour l'analyse des métaux ont été fixées par l'arrêté en date du 31 décembre 2003.

Pour la zone alimentée par Eaux de Paris, il n'a pas été possible de comparer les résultats obtenus au cours de la période avant (P0) et la période pendant traitement (P1) en raison de l'absence de données pour la période P0. Cette absence d'analyse est peut être explicable par un manque dans l'historisation des données dans la base SISE-Eaux. En revanche, le pourcentage de non-conformités pour le paramètre Pb a diminué entre les périodes P1 et P2.

Pour la zone alimentée par le SEDIF, aucune différence significative n'est mise en évidence entre P0 et P1. Le faible nombre d'analyses réalisées au cours de la période P0 peut expliquer cette absence de différence. Il en est de même entre les périodes P1 et P2.

En complément de ces différences dans le nombre d'analyses disponible, les travaux de remplacement des branchements publics en Pb entrepris en IDF, ainsi que les changements opérés dans la stratégie d'échantillonnage dans le cadre du contrôle sanitaire (cf 2.4), peuvent contribuer à expliquer ces résultats.

Dans le bilan rédigé par Eau de Paris en 2013 (non publié), les auteurs indiquent qu'il n'est pas possible de conclure à une tendance concernant l'évolution des concentrations en Pb mesurées dans le cadre du contrôle sanitaire entre 2004 et 2012, c'est-à-dire après la mise en place du traitement, au regard de la variabilité des lieux, du nombre et des conditions de prélèvements. Les auteurs précisent que les analyses étaient réalisés par le Centre de recherche et de contrôle des eaux de la ville de Paris (CRECEP) jusqu'en 2009, puis par le laboratoire CARSO à partir de 2010. Par ailleurs, un changement dans les critères de sélection des points de prélèvement (orientés sur les immeubles anciens) expliquerait une hausse des non-conformités en 2012 par rapport aux trois années précédentes.

5.1.2 Au niveau international

Différentes études, essentiellement nord-américaines, ont montré l'impact des phosphates (OP et orthophosphate de zinc) sur la corrosion du Pb en laboratoire, avec des réductions de la concentration en Pb dans l'eau pouvant être supérieures à 70 %. De même que dans les études françaises, il apparaît que cette réduction est moindre lorsque qu'une conduite en Pb est en contact avec une conduite en Cu ou en fonte, en raison de la présence d'un couplage galvanique. Une augmentation de la concentration en Pb peut également être observée lorsque l'écoulement est important ou après une longue période de stagnation, malgré la présence d'inhibiteur de corrosion (Boffardi et Sherbondy, 1991 ; Churchill *et al.*, 2000 ; MacQuarrie *et al.*, 1997 ; Edwards et Mc Neill, 2002 ; Cartier *et al.*, 2013 ; Trueman et Gagnon, 2016 ; Cartier *et al.*, 2012 ; Tam et Elefsiniotis, 2009).

Comme indiqué au paragraphe 4.3.2, le traitement des EDCH par des OP est mis en œuvre dans les filières de potabilisation de différents pays.

Royaume-Uni

Selon Hayes et Hydes (2012), l'expérience du Royaume-Uni est unique compte tenu du niveau d'optimisation du traitement et de son utilisation à grande échelle (95 % des EDCH traitées aux OP).

L'optimisation du traitement passe par l'application d'une dose d'OP adéquate mais également par des conditions appropriées en termes de qualité d'eau, notamment : pH, matière organique, fer particulaire.

L'introduction du traitement des EDCH par des OP à partir des années 1990, sans doute associé à d'autres mesures relatives au traitement des eaux et au remplacement de canalisations en Pb, a permis d'atteindre un taux de conformité à la LQ de 10 µg/L :

- de 99 % en Angleterre et aux Pays de Galles en 2010 (25 641 échantillons), contre 80 % environ entre 1989 et 1994 (326 554 échantillons),
- de 97,4 % en Irlande du Nord en 2009,
- de 98,4 % en Écosse, en 2010.

La méthode d'échantillonnage était celle du prélèvement aléatoire (Hayes et Hydes, 2012).

Selon Cardew (2009), le modèle du produit de solubilité prédit que la concentration en Pb devrait dépendre de la concentration en OP (Figure 23). Cet auteur indique que l'efficacité de l'ajout d'OP dépend du type d'eau à traiter : au Royaume Uni, la dose à appliquer pour les eaux de surface est plus importante que pour les eaux souterraines pour obtenir le même taux d'abattement en Pb. Cette différence serait due à la manière dont sont ajoutés les phosphates dans les eaux de surface et à des changements de concentrations en matière organique (complexants de Pb(II) en solution) suite à des améliorations des procédés de traitement.

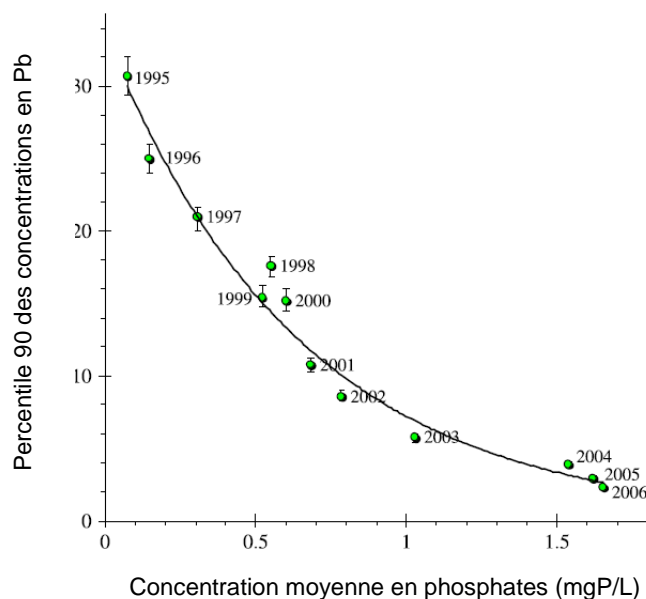


Figure 23 : Relation entre le percentile 90 des concentrations en Pb hydrique mesurées et la concentration en phosphates, selon les années (Cardew, 2009)

USA

D'après l'enquête menée en 1992 par l'American Water Works Association (Dodrill et Edwards, 1995), les concentrations en Pb dans l'EDCH étaient 20 à 90 % inférieures pour les unités de distributions alimentées par une eau de faible alcalinité et traitée aux inhibiteurs à base de phosphates (OP, PP, mélange de phosphates), par rapport à des systèmes sans inhibiteurs. L'ajout de phosphates n'a cependant pas permis de respecter systématiquement le seuil de 15 µg/L de Pb fixé dans la réglementation américaine « Lead and Copper Rule » (Figure 24).

À New-York, l'ajout d'OP dans les EDCH a permis de diminuer la concentration médiane mesurée dans l'eau prélevée au 1^{er} jet de 42 % entre 1992 et 1993. Bien que la concentration médiane ait légèrement augmenté en 1995, elle est restée stable entre 1996 et 2003, à environ 1,5 µg/L, soit une réduction de 62 % par rapport à 1992. Cependant, en 2003, la concentration en Pb était supérieure à 10 µg/L au robinet de 15 % de résidences environ. Il convient de noter que le nombre d'échantillons a varié pendant la période étudiée (255 en 1992, 712 en 1993, 1071 en 2003) (Maas *et al.* 2005).

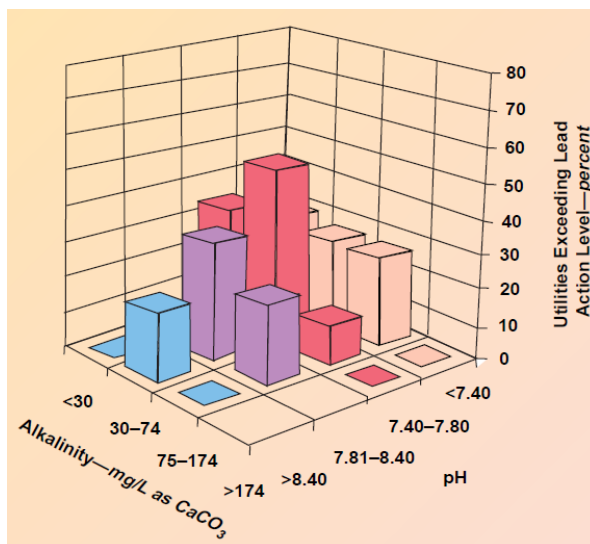


Figure 24 : Pourcentages d'unités de distribution ayant fait l'objet d'une enquête en 1992 aux USA et pour lesquelles un dépassement du seuil de 15 µg/L est observé (Dodrill et Edwards, 1995).

Canada

Sur son site internet, la ville de Winnipeg présente les résultats des mesures en Pb réalisées entre 2000 et 2009 au domicile de particuliers (entre 8 et 20 volontaires) dont les habitations sont raccordées à des branchements en Pb, après la mise en place du traitement aux OP à partir de Juin 2000 (Figure 25).

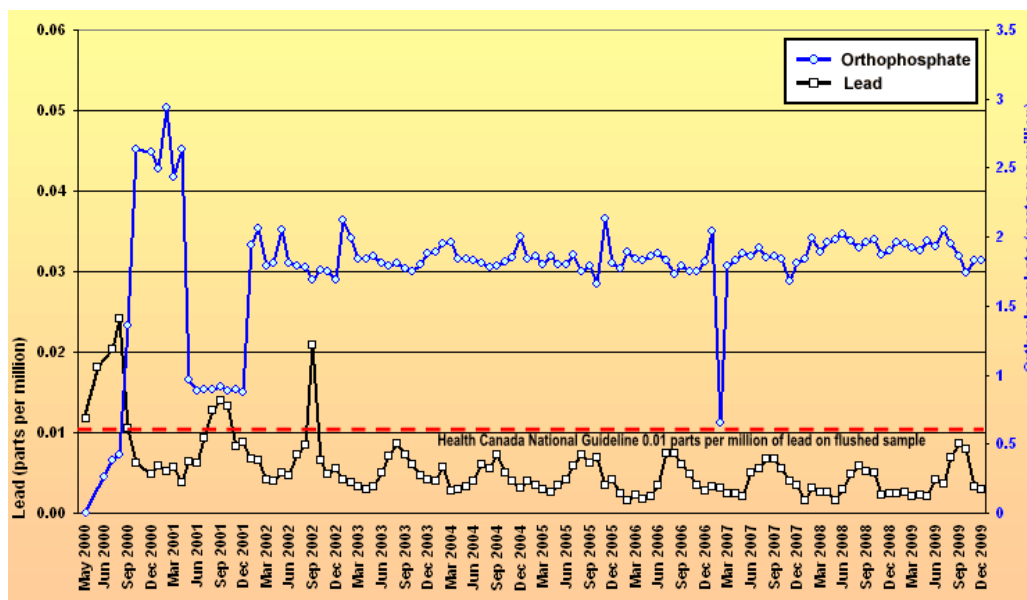


Figure 25 : Concentrations moyennes en plomb mesurées après un écoulement de 5 minutes au robinet de particuliers vivant dans des habitations raccordées à des branchements en plomb (site internet de la ville de Winnipeg, Canada)

5.1.3 Conclusion du GT relative à l'impact du traitement sur la concentration en plomb dans l'EDCH

L'effet des OP sur la réduction de la dissolution du Pb a été démontré par différentes études. Les résultats des études réalisées en France et mises à disposition du GT montrent qu'après ajout de 1 mg/L en PO_4^{3-} , une réduction moyenne de la concentration en Pb de l'ordre de 60 % peut être observée dans une UDI, sans pour autant que la limite de qualité de 10 $\mu\text{g/L}$ soit systématiquement respectée aux robinets des consommateurs en raison de particularités dans certaines constructions. Ces résultats sont relativement peu précis au regard des protocoles réalisés à l'époque.

Les taux de réduction varient selon les études disponibles, les concentrations en Pb mesurées dépendant notamment de la qualité de l'eau (pH, TH et TAC notamment), des modalités de prélèvements (avec ou sans stagnation) et des matériaux présents dans le réseau (présence de couples galvaniques Pb-Cu par exemple).

L'exploitation des données de la base SISE-Eaux pour la région Île de France et la période 2000-2013 est difficile car :

- aucune donnée n'est disponible concernant la période avant la mise en œuvre du traitement aux OP à Paris,
- la stratégie d'échantillonnage ne cible pas uniquement les sites présentant des canalisations intérieures ou des branchements en Pb,
- les branchements ont globalement été éliminés dans les zones concernées par le traitement aux OP et les traitements modifiés dans les filières de potabilisation pendant la même période.

Aucune différence significative en termes de taux de non-conformités n'a été mise en évidence dans la zone alimentée par le SEDIF entre les périodes « pendant traitement » et après le 25 décembre 2013, date à laquelle le traitement a été interrompu dans le réseau du SEDIF, alors que ce taux a diminué dans la zone alimentée par Eau de Paris.

5.2 Impact du traitement aux orthophosphates sur les autres paramètres physico-chimiques de la qualité de l'EDCH

5.2.1 En France

5.2.1.1 Évolution de la concentration en orthophosphates dans l'eau distribuée

Dans le cas d'eaux dures, en particulier si la dureté calcique est élevée ($\text{TCa} > 30 \text{ °f}$), un précipité de phosphate de calcium (apatite) peut en théorie se former. Cette précipitation devrait cependant être négligeable lorsque le temps de séjour de l'EDCH dans le réseau de distribution est court.

De plus, une partie des phosphates peut être captée et/ou relarguée par la biomasse en réseaux.

Dans le rapport d'études du SEDIF (2006), il est indiqué que la concentration en OP reste stable en distribution : au point le plus éloigné des usines, la diminution du taux d'OP est au maximum de l'ordre de 10 %. Les teneurs en OP mesurées chaque semaine en 2004 en différents points des réseaux Sud et Est sont stables, quelle que soit la saison.

Dans le bilan effectué en 2013 par Eau de Paris, la concentration moyenne est de 0,95 mg/L entre 2008 et 2013 sur l'ensemble des UDI. Les variations saisonnières sont faibles.

5.2.1.2 Impact sur les paramètres physico-chimiques classiques

Le SEDIF indique que les caractéristiques physico-chimiques des eaux traitées sont restées stables entre 2002 et 2005 (Tableau 19).

Tableau 19 : Caractéristiques physico-chimiques (moyennes) de l'eau prélevée au robinet de 5 consommateurs sur le réseau Sud (traité aux OP) et de 10 consommateurs sur le réseau Nord du SEDIF (non traité) (SEDIF, 2006, rapport non publié)

		Secteur SUD (avec OP)				Secteur Nord (sans OP)			
		2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Nb prélèvements		19	20	21	20	19	40	37	35
Température	°C	14,6	14,7	15,8	18,3	15,6	16,8	15,3	16,6
Turbidité	NTU	0,20	0,30	0,30	0,25	0,20	0,20	0,30	0,28
pH	A 20°C	7,50	7,60	7,60	7,58	7,70	7,80	7,80	7,85
Conductivité	µS cm ²	560	553	542	523	451	468	489	474
TAC	°f	19,2	18,7	18,1	17,5	14,7	14,9	15,3	14,3
Calcium	mg Ca/L	95,3	97,7	87,3	82,1	69	67	69	62
Chlore total	mg Cl ₂ /L	0,40	0,30	0,30	0,24	0,40	0,30	0,30	0,27
Chlore libre	mg Cl ₂ /L	0,30	0,30	0,20	0,16	0,30	0,30	0,20	0,15
Phosphates	mgPO ₄ /L	< 0,1	< 0,1	1,81	0,97	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
COD	mg C/L	1,20	1,40	1,40	1,40	0,80	0,80	0,90	0,87
CODB	mg C/L	0,20	0,44	0,40	0,40	0,12	0,18	0,26	0,24
Saveur		< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3

Les données fournies dans le rapport du SEDIF pour le secteur Sud de distribution traité aux OP montrent une diminution de la moyenne de la concentration en Ca²⁺ en 2004-2005, pendant la mise en œuvre du traitement, en comparaison avec la période avant traitement. Il s'agit peut être d'un artefact car les données de l'autosurveillance réalisée par Veolia Eau d'île de France montrent qu'il n'existe pas de différence significative pendant la période 2002-2006 entre les concentrations en Ca²⁺ en sortie de l'usine de Choisy-le-Roi qui alimente ce réseau.

5.2.1.3 Impact sur les autres métaux

Données issues d'études

Cuivre

Le rapport d'Eau de Paris (2005) présente les résultats de mesures des concentrations en Cu effectuées au robinet de 12 logements avant et après traitement aux OP (Tableau 20). Les auteurs indiquent que :

- après écoulement, 86 % des résultats sont inférieurs à 50 µg/L après traitement contre 63 % avant traitement ;

- après stagnation, 40 % des résultats sont inférieurs à 50 µg/L contre 19 % avant.
 Pour rappel, la LQ du Cu est de 2 mg/L.

Tableau 20 : Taux de réduction des concentrations en cuivre dans les eaux prélevées au robinet dans 10 logements parisiens après traitement aux OP, les mesures étant effectuées après écoulement ou après stagnation (Eau de Paris, 2005, rapport non publié)

	Après écoulement		Après stagnation 30 min.	
	Avant ajout OP	Après ajout OP	Avant ajout OP	Après ajout OP
Concentrations en Cu min-max (µg/L)	9 - 81,7	9,9 - 60,4	38,5 – 245,3	25,4 – 226,8
Abattements min-max (%)	6 - 49 Sauf 2 sites : + 64 % (9 à 14,8 µg/L) +47 % (41 à 60,4 µg/L)		5 - 55 Sauf 3 sites : + 2% + 16 % (80,8 à 93,7 µg/L) + 52 % (149,7 à 226,8 µg/L)	

Le SEDIF a également effectué des mesures de la concentration en Cu aux domiciles de consommateurs. Le rapport (SEDIF, 2006) indique que :

- dans des échantillons prélevés de manière aléatoire, l'addition d'OP conduit à une baisse systématique des valeurs mesurées en Cu sans que les auteurs ne fournissent de pourcentage de réduction (Figure 26) ;
- dans des échantillons prélevés après stagnation de 30 min, la réduction moyenne de la concentration en Cu observée par le SEDIF est évaluée à 40 % en 2004 et à 60 % en 2005 (Figure 27). Les auteurs précisent que les valeurs mesurées étant proches des limites de quantification, les résultats sont à interpréter avec précaution. L'abattement est calculé entre la moyenne de toutes les mesures réalisées en 2002 et 2003 et celle des mesures réalisées en 2004 d'une part et en 2005 d'autre part.

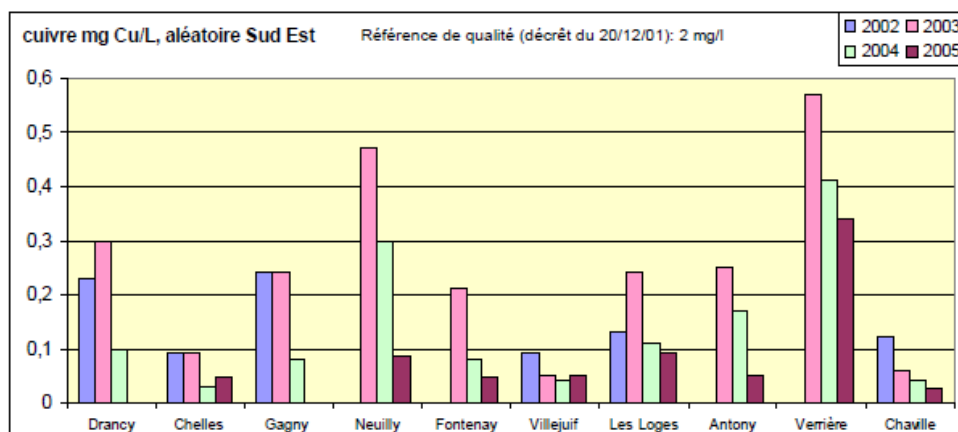


Figure 26 : Concentrations moyennes en Cu dans les eaux prélevées aux robinets des consommateurs sur les réseaux Est et Sud du SEDIF de 2002 à 2005 (SEDIF, 2006, rapport non publié). Nombre de prélèvements : 66 en 2002, 38 en 2003, 40 en 2004 et 30 en 2005.

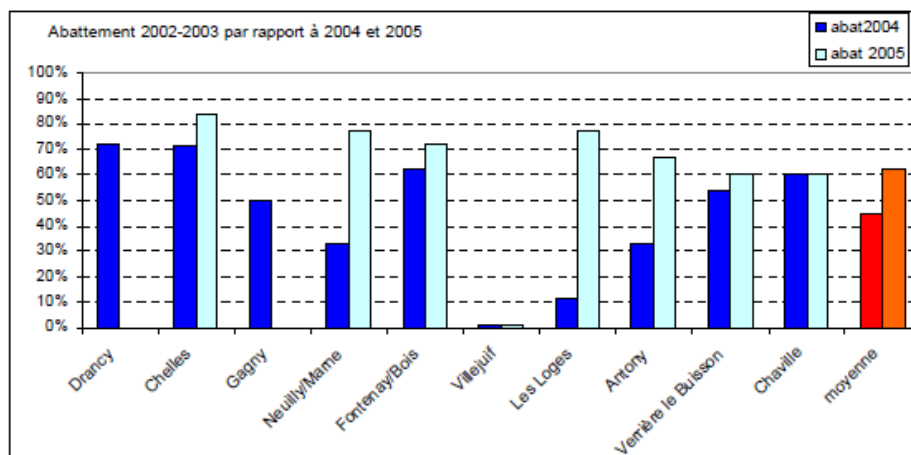


Figure 27 : Pourcentages de réduction des concentrations en Cu mesurées dans l'eau prélevée après stagnation contrôlée au robinet des consommateurs sur les réseaux Est et Sud du SEDIF (SEDIF, 2006, rapport non publié).

D'après le bilan réalisé par Eau de Paris, les données du contrôle sanitaire montrent qu'à Paris, les concentrations en Cu dans les EDCH prélevées aux robinets ont progressivement diminué de 2004 à 2007 pour ensuite augmenter. Les auteurs indiquent que le changement de stratégie d'échantillonnage et de laboratoire d'analyse peut expliquer ces observations.

Dans le cadre d'une étude réalisée sur un réseau pilote alimenté par une eau douce Jaeger *et al.* (2005 b) indiquent que l'utilisation d'OP à une dose de 3 mg/L PO_4^{3-} conduit à une diminution des concentrations en Cu de 60 %.

Fer

D'après les données du contrôle sanitaire exploitées par Eau de Paris, il apparaît que le 99^e centile de la distribution annuelle de la concentration en Fe mesurée au robinet à Paris a fortement diminué après la mise en place du traitement, entre 2004 et 2006 (Eau de Paris, 2013).

Eau de Paris (2005) indique également que la proportion de plaintes de consommateurs liées à des problèmes de corrosion (eaux rouges ou présence de dépôts notamment) a diminué en 2004 par rapport à 2003.

Par ailleurs, Jaeger *et al.* (2005 b) ont observé une augmentation de la concentration en Fe total pendant les cinq premiers mois d'exploitation d'un réseau pilote alimentée par une eau douce (pH ~ 7 ; TH ~4°f ; TAC~4°f) traitée aux OP et constitué de canalisations en fonte usagée raclée, le raclage ayant été effectué mécaniquement afin d'étudier l'impact de la réhabilitation des canalisations. Bien que les concentrations en Fe total aient augmenté, des phénomènes d'eaux rouges n'ont pas été observés, du fait de la réduction du Fe (III) en Fe (II). L'ajout d'OP a cependant eu un impact positif sur les sections en fonte grise usagée non raclée, une réduction de la concentration en Fe de 60 % ayant été constaté. Les auteurs expliquent que les OP ont permis de réduire la porosité des dépôts de corrosion existants.

Exploitation des données de la base SISE-Eaux

Comme pour le Pb, un nettoyage de la base a été effectué (Tableau 21) avant d'étudier l'évolution des non-conformités des paramètres Cu, Ni et Fe. Les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 22.

Les pourcentages de non-conformités restent modérés (entre 0 et 3,4 %) pour les paramètres Cu, Ni et Fe, quelles que soient la période ou la zone considérées.

Il apparaît que :

- aucune différence significative du pourcentage de non-conformités pour le paramètre Ni n'a été mise en évidence entre les 2 périodes et dans les 2 zones (Eau de Paris et SEDIF), que le traitement ait été maintenu ou pas. Il convient de noter que le Ni présent dans l'EDCH provient principalement de la robinetterie.
- le pourcentage de non-conformités pour le paramètre Cu a augmenté de manière significative après l'arrêt du traitement par le SEDIF ce qui tendrait à confirmer les données issues de la littérature sur l'effet positif du traitement aux OP sur la réduction des concentrations en Cu dans les EDCH ;
- que le pourcentage de non-conformités pour le paramètre Fe a diminué de manière significative dans la zone alimentée par Eau de Paris, entre la période « pendant traitement » et après le 25/12/2013. Aucune différence significative n'est toutefois observée entre ces 2 périodes pour la zone alimentée par le SEDIF.

Il n'a pas été possible de comparer les périodes P0 et P1 pour la zone alimentée par Eau de Paris car, comme pour le paramètre Pb, aucune donnée relative au Ni, Cu et Fe n'est disponible entre 2000 et 2003.

Les travaux de changement de canalisations effectués au cours de la période 2000-2015 sur les réseaux de distribution publics et privés ont pu induire un impact sur les concentrations en métaux.

Tableau 21 : Règles de « nettoyage » définies pour le traitement des données relatives aux métaux à partir de la base SISE-Eaux.

Règles définies	Données censurées « à gauche »		Données quantifiées		
	Suppression des valeurs < la meilleure LdQ des laboratoires agréés	Suppression des valeurs > la LdQ de l'arrêté du 17/09/2003	Suppression des valeurs < la meilleure LdQ des laboratoires agréés	Concentration maximale fixée par le GT	
Valeurs à considérer	Paramètre	Limite/référence de qualité (µg/L)	Meilleure LdQ des laboratoires agréés (µg/L)	LdQ définie dans l'arrêté du 17/09/2003 (µg/L)	Concentration maximale fixée (µg/L)
	Cu	2 000	0,1	50	20 000
	Ni	20	0,1	10	-
	Fe	200	0,2	100	2000

Tableau 22 : Pourcentage de non-conformités observées pour les métaux Cu, Ni et Fe selon la période et le distributeur d'eau (données issues de la base SISE-Eaux)

	Zone alimentée par Eau de Paris								Zone alimentée par le SEDIF							
	P0		P1		P2		P0 vs P1	P1 vs P2	P0		P1		P2		P0 vs P1	P1 vs P2
	Nb ¹	% NC ²	Nb	% NC	Nb	% NC	p-value ³	p-value	Nb	% NC	Nb	% NC	Nb	% NC	p-value	p-value
Cu	0		575	0,0	100	0,0		ns	23	0,0	619	0,2	148	1,4	ns	<0,05
Ni	0		575	0,2	100	1,0		ns	23	0,0	618	2,6	148	3,4	ns	ns
Fe	0		28 412	0,6	4 887	0,1		<0,001	49	0,0	1 561	1,4	152	0,7	ns	ns

¹ Nombre de résultats après nettoyage de la base de données

² Pourcentage de non-conformités

³ La « p-value » correspond au résultat de significativité du test de khi2.

1.1.1 Au niveau international

Plusieurs études, réalisées en laboratoire ou sur pilote, ont montré l'impact positif des phosphates sur la réduction de la corrosion du Cu. Dartmann *et al.* (2004) ont réalisé une revue des études portant sur cet impact dans laquelle ils indiquent que l'effet des phosphates sur la corrosion du Cu est différent selon le mécanisme mis en jeu. Dans quelques cas, les phosphates empêcheraient la précipitation des ions Cu²⁺ (malachite) conduisant alors à une augmentation des concentrations en Cu, notamment à faible pH (pH < 7,3). Dans la plupart des cas, l'ajout de phosphates conduit à une diminution de l'oxydation du Cu et donc des concentrations de Cu dans l'eau.

Au Royaume-Uni, l'étude réalisée par Comber *et al.* (2011) a montré un abattement des concentrations en Cu de 40 % en moyenne et en Pb de l'ordre de 50 % pour des EDCH traitées aux OP (concentration comprises entre 0,6 et 2 mg/L P).

Aux USA, Schock et Fox (2001) et Schock et Sandvig (2009) confirment que l'ajout d'OP permet de diminuer la concentration en Cu dans l'EDCH. Ainsi, dans l'Ohio, l'ajout de 3 mg/L d'OP en 1999 a permis d'atteindre un 90^e percentile de la concentration en Cu de 1 mg/L contre 1,54 mg/L fin 1997 et ainsi de respecter la « Lead and Copper Rule ». Toutefois, lorsqu'une comparaison est effectuée sur une période de quelques années entre deux UDI alimentées par de l'eau dont la qualité physico-chimique est proche (pH = 7,3-7,5 ; TAC = 250 mg/L CaCO₃ ; carbone inorganique dissous = 60-65 mg/L C) mais dont l'une est traitée aux OP à une dose de 3 mg/L (Indian Hill Water Works, Ohio) et l'autre non (Hastings, Nebraska), il apparaît que les concentrations moyennes en Cu mesurées en l'absence d'OP ont également diminué au cours de la période 1997-2003 et peuvent être inférieures à celles mesurées dans l'eau traitée. Les auteurs indiquent que cela peut être expliqué par la nature et l'âge/le vieillissement des dépôts initiaux formés à la surface des canalisations en Cu (oxydes et hydroxycarbonate de Cu : Cu(OH)₂ et Cu₂(CO₃)(OH)₂).

5.2.2 Conclusion du GT relative à l'impact du traitement sur la qualité physico-chimique de l'EDCH

Les données disponibles issues de la littérature montrent que les OP permettent de diminuer les concentrations en Cu dans l'EDCH et tendraient à réduire les concentrations en Fe.

Sur la base des données du contrôle sanitaire exploitées par le GT, il n'est pas possible de conclure sur l'impact du traitement aux OP sur la concentration en métaux dans l'EDCH distribuée dans les UDI concernées. Les travaux réalisés sur les réseaux de distribution, en particulier le changement des canalisations, peuvent en effet influencer les résultats.

Le GT constate qu'après ajout, la concentration en OP dans le réseau de distribution reste globalement stable dans le temps et aux différents points du réseau.

Aucun effet négatif du traitement aux OP sur la qualité physico-chimique globale des eaux distribuées n'a été signalé.

5.3 Impact du traitement aux orthophosphates sur la qualité microbiologique de l'EDCH et l'écologie microbienne dans le réseau de distribution

L'eau distribuée en sortie de filière de traitement n'étant pas stérile, une croissance bactérienne peut dans certaines circonstances être observée durant le transit de l'eau dans le réseau de distribution. Cette croissance se produit principalement dans le biofilm fixé aux parois internes des canalisations. Il est en général admis que c'est le carbone organique dissous, et plus précisément la fraction biodégradable de celui-ci, qui est l'élément limitant la croissance bactérienne dans les EDCH (Van der Kooij *et al.*, 1992 ; Servais *et al.*, 1995 ; Laurent *et al.*, 2005). Néanmoins, des auteurs ont montré, principalement *via* des expériences en batch, que le phosphore pouvait être l'élément limitant la croissance bactérienne dans certaines eaux de distribution. Ainsi, des chercheurs finlandais (Miettinen *et al.*, 1997 ; Lehtola *et al.*, 2001) ont montré qu'avec des EDCH riches en carbone, issues d'eaux des régions boréales, la disponibilité en P pouvait limiter la croissance bactérienne. Des résultats similaires de limitation par le P ont été décrits dans d'autres régions du monde, comme au Japon (Sathasivan *et al.*, 1997 ; Sathasivan et Ohgaki, 1999) et en Belgique (Polanska *et al.*, 2005).

Des études ont été réalisées pour évaluer l'impact de l'addition de phosphates sur la qualité microbiologique de l'eau distribuée et sur de possibles modifications (en quantité et qualité) du biofilm des réseaux de distribution. Les principaux résultats de ces études sont résumés ci-après.

5.3.1 En France

5.3.1.1 Études spécifiques

Appenzeller *et al.* (2001) ont testé en batch l'effet de l'addition de phosphates (dans la gamme 0,1 à 2 mg P-PO₄/L, c'est-à-dire entre 0,3 et 6 mg/L PO₄³⁻) à de l'eau de distribution de la communauté urbaine de Nancy (54) sans observer d'effet sur la croissance bactérienne après évaluation du nombre total de bactéries par microscopie à épifluorescence et des bactéries cultivables sur gélose non sélective.

Les auteurs ont également étudié, avec des réacteurs Propella™ permettant de simuler une eau de distribution en contact avec les parois des canalisations, l'effet de l'addition de phosphates (1

mg P-PO₄/L ou 3 mg/L PO₄³⁻) sur un matériau très peu corrodé (acier inoxydable) et un matériau fortement corrodé (fonte). Lors de l'addition de phosphates, aucun effet significatif sur la production de bactéries dans le réacteur n'a été observé pour le matériau très peu corrodé alors qu'une chute très importante de cette production s'est produite dans l'autre réacteur. L'hypothèse retenue pour expliquer ces résultats est que les phosphates modifient les propriétés de surface du matériau corrodé ce qui limite d'une part l'adhésion des bactéries (Appenzeller *et al.*, 2002) mais aussi sans doute la biodisponibilité des éléments apportés par le matériau notamment le fer qui semble jouer un rôle non négligeable dans la survie des coliformes dans l'eau du réseau (Appenzeller *et al.*, 2005 ; Grandjean *et al.*, 2006).

Ces observations peuvent être complétées par des données internes au Laboratoire de Chimie Physique et Microbiologie pour l'Environnement (LCPME) de Nancy (juillet-août 2001), non publiées, qui font état d'une forte augmentation de légionelles (*Legionella pneumophila*) cultivables (450 en entrée à 160 000 UFC/L en sortie, n = 2) sur les mêmes réacteurs Propella™ en fonte corrodée alimentés en eau du réseau de Nancy et traitée aux phosphates (COT entrée = 1,8 mg/L, Temp. = 25°C, phosphate = 1 mg P-PO₄/L, soit 3 mg/L PO₄³⁻/L). Sur le réacteur non supplémenté, aucune augmentation du nombre de légionelles n'avait été observée (349 en entrée et 249 UFC/L en sortie). Le nombre total de bactéries n'avait pas augmenté significativement à la sortie des réacteurs supplémentés ou non en phosphate (n = 12). Par ailleurs, *Citrobacter freundii*, utilisé en tant que bactérie modèle de coliformes, et injectée transitoirement dans le réacteur, se maintenait plus longtemps sous forme cultivable, en présence de phosphate qu'en absence (absence de coliformes cultivables après 24 h sans phosphate, et détection jusqu'à 5 j en présence de phosphate), aussi bien sur de l'acier inoxydable que sur la fonte corrodée (LCPME, non publié, 2002). Une autre étude réalisée par le même laboratoire, pour le compte du centre International de l'eau à Nancy (NanCIE), sur un pilote de taille industrielle (réseau en boucle d'un volume de 240 L chacune, 28 m³ / h, conduites de 100 mm de diamètre, matériaux en fonte revêtue de mortier de ciment), a montré une légère augmentation (au maximum deux fois plus) du nombre total de micro-organismes (dans l'eau et dans le biofilm) suite à un ajout de phosphate (~ 1 mg P-PO₄ / L résiduel) dans une eau considérée comme non limitante en P (Fass, 2003, non publié). Dans ces mêmes essais, l'injection artificielle de 10 espèces de coliformes (~ 4,5 à 5×10⁵ UFC/mL en concentration finale juste après injection) ne montre pas un maintien significativement différent des coliformes que le réseau soit ou non supplémenté en phosphates.

Gouider *et al.* (2009) ont comparé le biofilm se développant dans deux réacteurs remplis de billes de verre, l'un alimenté par l'eau produite par l'usine de Joinville-le-Pont (usine d'Eau de Paris qui alimente la ville de Paris) à partir d'eau de la Marne, l'autre alimenté par la même eau additionnée de phosphates (1 mg PO₄³⁻/L, soit 0,3 mg P-PO₄/L). Le biofilm a été évalué par deux méthodes : le dénombrement sur gélose R2A après décrochage des bactéries du biofilm et le dosage des protéines du biofilm. Aucune différence n'a été observée dans le développement du biofilm, au cours d'une période de 84 jours, entre les deux réacteurs, quelle que soit la méthode d'évaluation du biofilm.

Les études résumées ci-dessus réalisées à l'échelle pilote tendent à montrer l'absence d'effet majeur de l'addition de phosphates aux concentrations utilisées comme traitement anti-corrosion en France, hormis quelques effets majeurs sur les légionelles mais qui ne sont pas documentés par ailleurs et qui nécessitent donc d'être confirmés.

Comme indiqué dans le chapitre 4, en France, à l'échelle industrielle, un traitement aux OP a été introduit pour limiter les concentrations en Pb par la SAGEP (devenue Eau de Paris) sur le réseau alimentant la ville de Paris en novembre 2003 et par le SEDIF sur les réseaux de la banlieue parisienne alimentés par les usines de Choisy-le-Roi et Neuilly-sur Marne en 2004, puis celle d'Arvigny en 2008. Lors de la mise en œuvre du traitement, un ajout de 2 mg/L de PO₄³⁻ a été appliqué pendant les premiers mois, afin d'accélérer le processus de « chemisage » puis la concentration a été fixée à 1 mg/L de PO₄³⁻. La phase de mise en route du traitement aux OP a été l'occasion pour ces deux traiteurs et distributeurs d'eau potable de mener diverses études.

Ainsi, une étude a été réalisée pendant 2 ans pour le compte de Eau de Paris (Eau de Paris, 2005) afin de suivre l'évolution de la biomasse bactérienne dans le réseau de Paris (réacteurs Propella™ et boîtes à eau installés en dérivation du réseau en 4 sites du réseau parisien). Les auteurs indiquent que le traitement aux OP induit un impact sur la composition microbienne du biofilm et sur la microbiologie de l'eau :

- Sur l'eau d'alimentation : i) trois des quatre sites étudiés ont montré une augmentation significative du nombre total de bactéries (dénombrement en microscopie après marquage au 4',6-diamidino-2-phénylindole (DAPI)) suite à l'ajout d'OP, sans toutefois dépasser une différence d'un logarithme ; ii) le suivi des groupes de protéobactéries (α , β , γ) n'a pas permis de mettre en évidence une variation spécifique à l'une ou l'autre de ces populations. Seul un des sites montrait une augmentation des γ -protéobactéries (populations contenant entre autres les germes d'intérêt sanitaire majeur) suite au traitement par orthophosphates. Cet effet se constate également sur les eaux en sortie des réacteurs Propella™ en polyéthylène haute densité (PEHD) où une augmentation des γ -protéobactéries est observée, pour autant, la proportion de ce groupe reste minoritaire (< 8 %).
- Dans les biofilms, le nombre total de bactéries (dénombrement en microscopie après marquage au DAPI) a augmenté significativement pour les eaux alimentées avec une eau de surface après le traitement aux phosphates mais n'a pas eu d'impact sur les bactéries cultivables en milieu non spécifique ; la proportion de γ -protéobactéries a augmenté significativement dans les biofilms pour les réacteurs alimentés en eaux de source (supports en polycarbonate).

En résumé, selon le type d'eau, un effet, non systématique, sur la proportion des différentes classes de protéobactéries a été observé ainsi qu'une augmentation des densités bactériennes aussi bien dans le biofilm que dans l'eau.

Par ailleurs, un suivi des légionelles dans les blocs sanitaires ou dans les douches d'établissements publics sportifs ou de bains douches de la Ville de Paris a été réalisé en 2003-2004 (Tableau 23).

Tableau 23 : Suivi des légionelles réalisé par la Ville de Paris en 2003 et 2004 aux robinets des douches d'établissements publics sportifs et de bains-douches (Eau de Paris, 2005, rapport non publié).

	2003 (avant le traitement aux orthophosphates)	2004 (pendant le traitement aux orthophosphates)
Piscines	30 piscines suivies Valeurs > à 1 000 UFC/L en <i>Legionella sp</i> dans 15 établissements (17 résultats sur 40 analyses au total) 40 000 UFC/L dans 1 établissement	29 établissements suivis Valeurs > à 1 000 UFC/L en <i>Legionella sp</i> dans 12 établissements 30 000 UFC/L dans 1 établissement
Bains douches	17 établissements suivis (1 analyse/an). Sur 18 analyses, 4 établissements présentent un résultat > à 1 000 UFC/L Valeur maximale mesurée : 35 000 UFC/L.	15 établissements suivis Valeurs supérieures à 1 000 UFC/L dans 1 établissement (1 400 UFC/L)

Les études menées pour le compte du SEDIF (SEDIF, 2006) montrent que :

- aucune augmentation significative de la biomasse bactérienne fixée n'a été constatée entre 2002-2003 (avant traitement aux OP) et 2004-2005 (après traitement aux OP) sur les

secteurs Sud et Est par un suivi d'incubateurs placés en dérivation sur le réseau et mesure de l'activité exoprotéolytique potentielle du biofilm. Une étude a montré que le biofilm qui se développait dans ces réacteurs était quantitativement équivalent à celui qui se développait sur les parois internes des canalisations (Servais et al., 2004).

- aucune augmentation du nombre total de bactéries dans l'eau distribuée dénombré par microscopie après marquage au DAPI n'a été observée après traitement aux OP.

Jaeger et al. (2005) n'ont pas observé de différence significative pour les bactéries cultivables sur gélose non sélective (dites « germes totaux ») à 22 et 36°C ou pour le nombre total de bactéries (marquage DAPI) avant et après traitement (1 mg/L de PO₄³⁻).

5.3.1.2 Suivi de la qualité de l'EDCH distribuée au robinet après application du traitement aux orthophosphates – données du contrôle sanitaire

Données issues des rapports de Eau de Paris et du SEDIF

Selon les représentants par Eau de Paris auditionnés par le GT au printemps 2016, il n'a pas été constaté d'effet négatif du traitement aux OP sur les paramètres de la qualité microbiologique de l'eau analysés dans le cadre du contrôle sanitaire (« dénombrement de la flore totale aérobie revivifiable sur gélose à 22 et 37°C »). Aucune consommation significative des phosphates ajoutés en entrée de réseau n'a été observée durant la distribution.

D'après le bilan réalisé par Eau de Paris (rapport 2013, non publié), il apparaît pour la période 2003-2012 que :

- les valeurs en UFC de la « flore totale aérobie revivifiable sur gélose à 22°C » étaient les plus élevées en 2007 et 2008;
- les valeurs en UFC de la « flore totale aérobie revivifiable sur gélose à 37°C » ont augmenté jusqu'en 2006 pour diminuer ensuite et se stabiliser en 2011-2012 (résultats du contrôle sanitaire (2003-2006) et résultats d'autosurveillance (2007-2012)).
- Aucune évolution notable des non-conformités pour les paramètres *E. coli* et entérocoques n'a été observée entre 2003 et 2012 au robinet du consommateur.

Entre 2003 et 2004, le SEDIF indique, dans son rapport de 2006, que le nombre de non-conformités n'a pas augmenté pour les paramètres microbiologiques, excepté pour les germes aérobies revivifiables pour lesquels le seuil de 100 UFC/mL a été fixé, ce que les auteurs expliquent par le changement de mode de prélèvement (points fixes puis points mobiles).

Exploitation des données de la base SISE-Eaux

Méthode

Comme indiqué précédemment, une extraction de la base SISE-Eaux a été réalisée pour la région Île-de-France pour la période 2000-2015 pour un ensemble de paramètres physico-chimiques et microbiologiques.

Des règles de « nettoyage » des données ont été définies (Tableau 24).

Pour les données dites « censurées à droite », il a été décidé de remplacer les données du type « > X » par l'entier immédiatement supérieur « X+1 ». Ces données correspondent à un nombre de bactéries par volume d'eau supérieur à un seuil maximal au-delà duquel le dénombrement n'est

théoriquement plus possible sauf en diluant l'échantillon (ce qui n'a pas systématiquement été effectué par les opérateurs).

Pour les données dites « censurées à gauche », il a été décidé de remplacer les données du type « < 1 » par 0.

L'évolution des non-conformités a été étudiée pour les paramètres coliformes totaux (CTF), entérocoques (STRF) et *E. coli* dans les UDI concernées par le traitement aux OP en considérant différentes périodes : avant traitement (P0), pendant traitement (P1), après le 25/12/2013 (P2). La référence de qualité pour les bactéries aérobies revivifiables à 22 et 36 °C (GT 22 et GT 36) impose que la variation du nombre de bactéries par millilitre d'eau reste en dessous d'un facteur 10 par rapport à la valeur habituellement constatée dans le réseau considéré. Pour ces deux paramètres, un indicateur quantitatif a donc été préféré à un indicateur qualitatif.

Tableau 24 : Règles de nettoyage définies pour le traitement des données issues de la base SISE-Eaux pour la période 2000-2015 en Île-de-France relatives aux paramètres microbiologiques.

	Limite/référence de qualité	Données censurées « à gauche »	Données censurées « à droite »	Données quantifiées
CTF	0/100 mL	Remplacement des résultats « <1 » par « 0 »	Remplacement des données « >100 » par 101	Remplacement des valeurs supérieures à 100 par 101
STRF	0/100 mL			
<i>E. coli</i>	0/100 mL			
GT 22	< Variation x10	Remplacement des résultats « <1 » par « 0 »	Remplacement des données « > 300 » par 301	Remplacement des valeurs supérieures à 300 par 301
GT 36	< Variation x10			

Des tests du khi-2 ont été utilisés pour évaluer l'existence de différences significatives du pourcentage d'analyses non conformes entre les périodes P0 et P1 et entre les périodes P1 et P2 pour les paramètres coliformes totaux, entérocoques et *E. coli*.

Concernant les GT22 et GT36, une comparaison des distributions a été réalisée à l'aide d'un test de Wilcoxon pour évaluer l'existence d'une différence significative dans le nombre de bactéries total par millilitre d'eau entre les périodes P0 et P1 et entre les périodes P1 et P2.

Résultats

Les résultats figurent dans les tableaux 25 et 26.

Tableau 25 : Non-conformités observées pour les paramètres microbiologiques selon la période et le distributeur d'eau en Île-de-France entre 2000-2015 (données issues de la base SISE-Eaux).

	Eau de Paris								SEDIF							
	P0		P1		P2		P0 vs P1	P1 vs P2	P0		P1		P2		P0 vs P1	P1 vs P2
	Nb ¹	%NC ²	Nb	%NC	Nb	%NC	p-value	p-value	Nb Tot.	%NC	Nb	%NC	Nb	%NC	p-value	p-value
CTF	21 832	1,0	29 160	1,3	4 888	0,4	<0,01	<0,001	898	0,3	34 683	0,7	7 477	0,1	ns	<0,001
STRF	21 832	0,07	29 159	0,13	4 888	0,02	<0,05	<0,05	898	0	34 727	0,07	7 486	0	ns	<0,05
E. coli	0		28 436	0,3	4 888	0,1		<0,05	898	0,0	34 721	0,1	7 486	0,0	ns	<0,05

¹ Nombre de résultats après nettoyage de la base de données

² Pourcentage de non-conformités

Il convient de noter l'absence de résultats d'analyses relatifs au paramètre *E. coli* dans les UDI alimentées par Eau de Paris avant 2004. Il est possible que les résultats concernant ce paramètre aient été associés aux coliformes thermotolérants (CTHF dans la base SISE-Eaux) et qu'un changement de pratiques ait été effectué ensuite. En effet, la circulaire DGS/EA4 n° 2007-265 du 3 juillet 2007 relative à la saisie et à la gestion des paramètres dans SISE-Eaux indique que *depuis le 25 décembre 2003, la mesure doit porter uniquement sur les Escherichia coli et non plus sur les coliformes thermotolérants (CTHF)*. Il apparaît, d'après les données extraites de la base SISE-Eaux, que la proportion de résultats associés au code CTF augmente de manière importante à partir de 2004 alors que le nombre de résultats relatifs au code CTHF diminue. Aucune mesure de CTHF en UDI n'est répertoriée pour les départements d'Île-de-France entre 2010 et 2015.

Entre les périodes P0 et P1, les paramètres coliformes totaux et les entérocoques présentent une augmentation significative du pourcentage d'analyses non conformes dans les eaux desservies par Eau de Paris (variation de 1 à 1,3 % pour CTF et 0,07 % à 0,13 % pour STRF) tandis qu'aucune différence n'est mise en évidence pour les eaux desservies par le SEDIF quel que soit le paramètre considéré. Le plus faible nombre de données disponibles pour P0 dans la zone alimentée par le SEDIF pourrait expliquer cette absence de différence entre P0 et P1.

À l'inverse, la comparaison des périodes P1 et P2 montre des différences significatives en faveur d'une diminution du pourcentage de non-conformités dans les zones alimentées par les deux distributeurs.

Pour les paramètres GT 22 et GT 36, l'analyse des percentiles 95 (P95) montre une augmentation de la concentration bactérienne entre les périodes P0 et P1 puis une diminution entre les périodes P1 et P2. Un même constat existe pour les eaux desservies par le SEDIF.

Tableau 26 : Nombre de bactéries aérobies revivifiables observé selon la période et le distributeur d'eau en Île-de-France entre 2000-2015 (données issues de la base SISE-Eaux).

		Eau de Paris					SEDIF				
		P0	P1	P2	P0 vs P1 <i>p-value</i>	P1 vs P2 <i>p-value</i>	P0	P1	P2	P0 vs P1 <i>p-value</i>	P1 vs P2 <i>p-value</i>
GT 22	Nb	21 860	29 108	4 888	< 0,001	< 0,001	894	34 656	7 469	< 0,001	< 0,001
	Méd. ¹	0	0	0			0	0	0		
	P95	14	52	35			11	38	17		
GT 36	Nb	21 860	29 110	4 888	< 0,001	< 0,001	894	34 658	7 467	< 0,001	< 0,001
	Méd.	0	0	0			0	0	0		
	P95	16	60	34			31	60	27		

¹Médiane

Conclusion

L'analyse des données du contrôle sanitaire montre une légère augmentation du nombre de non-conformités à Paris pour les paramètres microbiologiques (coliformes et entérocoques) ainsi que du nombre de germes aérobies revivifiables dans les 2 zones, pendant la période de mise en oeuvre du traitement aux OP. Tout en restant à un niveau très faible, la flore totale aérobie revivifiable diminue ensuite sur les deux réseaux l'un ayant arrêté le traitement et pas l'autre.

Si les données suggèrent une légère augmentation de la flore bactérienne circulante après la mise en place du traitement, il n'est toutefois pas possible de conclure quant à la responsabilité des OP sur les variations observées. D'autres facteurs peuvent expliquer les tendances observées pour les paramètres microbiologiques pendant la période 2000-2015 et notamment :

- L'amélioration technologique des filières de traitement et notamment des procédés de désinfection,
- La mise en place d'une chloration résiduelle plus contrôlée en réseau dans le cadre du plan Vigipirate.

5.3.2 Au niveau international

Dans des expériences réalisées à partir d'eau de distribution de la ville de Montréal (Canada) (eau de surface traitée), Batté *et al.* (2003a) ont évalué l'effet de l'addition de phosphates (0,5 mgP-PO₄/L = 1,5 mg PO₄³⁻) sur le biofilm se développant dans des réacteurs annulaires avec des supports en polycarbonate. Le biofilm a été analysé par dénombrements bactériens sur gélose et par microscopie à épifluorescence après décrochage du biofilm aux ultrasons, par mesure de l'activité exoprotéolytique potentielle et par l'analyse chimique du biofilm (contenu en sucres, acides aminés et phosphates). L'addition de phosphates dans l'eau d'alimentation des réacteurs a entraîné une augmentation d'un facteur deux du contenu en phosphates du biofilm mais n'a pas affecté les autres paramètres mesurés.

Dans une série de mesures similaires, Batté *et al.* (2003b) ont étudié la composition du biofilm par hybridation *in situ* avec des sondes moléculaires fluorescentes (technique FISH) ce qui leur a permis de mettre en évidence un accroissement de la proportion des γ -Protéobactéries après

addition de phosphates mais les autres groupes de Protéobactéries (β - et α -Protéobactéries) restaient largement dominants.

D'autres études réalisées en Asie montrent des résultats moins concluants. Ainsi, Fang *et al.* (2009) sur la base d'une étude en réacteurs annulaires menée à Singapour, fournissent un aperçu de l'effet complexe du P sur la formation de biofilm. Ces auteurs montrent qu'en absence de chlore, bien que l'addition de P conduise à une augmentation du nombre de cellules du biofilm, (i) un effet inhibiteur de la production de substances exopolymériques (EPS) est constaté ce qui pourrait rendre le biofilm moins résistant aux désinfectants, (ii) des biofilms plus épais et moins homogènes sont observés ce qui pourrait aussi entraîner une structure moins résistante aux désinfectants, et (iii) une augmentation considérable du « potentiel métabolique » des cellules du biofilm (diversité des sources de C assimilable, apprécié par la méthode Biolog GN2™). Cela pourrait conduire à une surproduction de bactéries dans l'EDCH en cas d'augmentation de la concentration en carbone organique biodégradable.

Par ailleurs, Fang *et al.* (2010) ont montré que l'addition de P pourrait augmenter l'efficacité de la désinfection, notamment avec la monochloramine. Le GT rappelle que la monochloramine n'est pas autorisée en France pour la désinfection de l'EDCH.

Finalement, dans une étude pilote également menée à Singapour et en se basant sur des dénombrements des bactéries du biofilm sur gélose, Park et Hu (2010) recommandent un bon contrôle du niveau de carbone organique biodégradable dans les systèmes où un traitement anti-corrosion à base d'OP est utilisé. Dans une étude récente menée à Séoul en Corée, Jang *et al.* (2012) ont étudié le biofilm se développant dans des réacteurs annulaires alimentés par de l'eau de surface traitée. Ils ont observé une augmentation du nombre de bactéries du biofilm cultivables sur milieu non sélectif (R2A) ainsi qu'une augmentation de la diversité des espèces bactériennes (sur la base des phyla bactériens détectés par PCR-DGGE) lorsqu'un inhibiteur de corrosion à base de P (5 mg $\text{Na}_2\text{HPO}_4/\text{L}$) était ajouté.

Les résultats obtenus dans le cadre d'une thèse menée à « University of Central Florida » (USA) par Zhao (2007), indiquent que l'addition d'inhibiteurs de corrosion phosphatés (0,5 à 2 mg P/L) dans un système pilote placé en dérivation du réseau de distribution peut augmenter l'abondance dans l'eau des bactéries cultivables sur milieu R2A de 10 à 15 % par rapport à un système identique où la corrosion est contrôlée par le pH. Ce changement est considéré par l'auteur comme mineur pour la qualité microbienne de l'eau. Il conseille néanmoins d'accroître la surveillance du réseau lorsque que des inhibiteurs de corrosion sont utilisés, en particulier dans les zones où le temps de résidence est élevé comme les zones mortes.

Crespi et Ferra (1997) mentionnent une épidémie de légionellose dans un complexe hôtelier à Lanzarote en 1993 qui a fait suite à l'addition de phosphates dans l'EDCH par un traitement choc (concentration minimale de 20 mg/L de polyphosphates mesurés sous forme de P_2O_5). Cette étude n'a pas permis pour autant d'établir de lien de causalité entre l'épidémie et l'addition de phosphates ; elle souligne la coïncidence dans le temps des deux événements.

5.3.3 Conclusion du GT relative à l'impact du traitement sur la qualité microbiologique de l'EDCH

Les données bibliographiques ne permettent pas de conclure avec certitude à un effet de l'addition d'OP sur la microbiologie (biomasse et diversité bactérienne) des eaux de distribution. Néanmoins, l'analyse de ces données, bien que parcellaires, laisse supposer des effets antagonistes du phosphore, à savoir, d'une part, un effet nutritionnel favorisant la croissance microbienne dans des environnements où le phosphore est limitant, et, d'autre part, une action limitant l'adhésion bactérienne (phénomène physico-chimique de surface) et la structuration du biofilm. Ces effets sont probablement fortement dépendant de l'environnement, et notamment des

concentrations respectives en carbone organique dissous biodégradable (CODB) et en phosphore mais aussi de la nature des revêtements de la canalisation.

Ces effets, s'ils se produisent en réseaux de distribution, ne semblent pas entraîner de modifications majeures de la qualité microbiologique de l'eau, exprimée par l'analyse des paramètres indicateurs de contamination fécale et de la flore totale revivifiable, qui remettent en cause son usage en tant qu'eau de boisson. Par prévention, il convient de suivre les recommandations proposées par certains auteurs en effectuant une surveillance plus poussée de la qualité de l'EDCH pour les paramètres microbiens dans le cas de traitements à l'aide d'OP, en particulier pour les réseaux à teneur élevée en CODB et pour les légionelles dans les eaux chaudes.

L'analyse des données de la base SISE-Eaux par le GT montre une légère augmentation du nombre de non-conformités pour les paramètres coliformes et entérocoques à Paris ainsi que du nombre de germes aérobies revivifiables pendant la période d'ajout des OP dans les 2 zones mais il n'est pas possible de conclure quant à la responsabilité des OP sur les variations observées. De nombreux autres paramètres ayant évolué pendant la même période influencent ces résultats : pratiques de chloration en réseau, fiabilité et amélioration de l'efficacité des filières de potabilisation, pratiques d'entretien des réseaux.

Lors des auditions, aucun problème particulier n'a été signalé au GT concernant la qualité de l'EDCH après l'arrêt du traitement.

5.4 Impact du traitement aux orthophosphates sur l'environnement

5.4.1 Phosphore supplémentaire apporté aux eaux usées par le traitement des EDCH aux orthophosphates

L'addition de 1 mg/L de phosphates dans l'EDCH (soit 0,326 mg/L P-PO₄) devrait entraîner un accroissement faible de la concentration de P dans les eaux usées, une partie de celles-ci (eaux claires parasites, eaux de pluie, certaines eaux industrielles) n'étant pas issue de l'EDCH.

Une étude réalisée par le CRECEP pour Eau de Paris indique que la moyenne annuelle de la concentration en OP dans l'eau usée brute en entrée de la station d'assainissement d'Achères du SIAAP [Seine-Aval] (moyenne pondérée des cinq émissaires) est passée de 3,38 mg P/L en 2003 à 3,68 mg P/L en 2004 après la mise en place du traitement des EDCH aux OP (Eau de Paris, 2005). Cette augmentation n'a pas été jugée statistiquement significative par les auteurs contrairement à celle observée dans l'eau brute reçue par la station de Colombes du SIAAP [Seine Centre], pour laquelle la concentration de P-PO₄ est passée de 2,26 mg/L en 2003 à 2,76 mg/L en 2004, après la mise en place du traitement (Eau de Paris, 2005). Cette augmentation de 0,5 mg/L, supérieure à l'ajout effectué, ne peut donc être entièrement imputée au traitement des EDCH par les OP.

Il convient de noter également que : (i) les apports industriels de P dans les eaux usées influencent ces concentrations, (ii) la part d'EDCH traitées par les OP rejoignant ces STEU est variable car les réseaux d'assainissement étant maillés, les eaux peuvent être dirigées sur une installation ou une autre (parfois pour une partie de l'année) et enfin (iii) les concentrations de P-PO₄ résultent également de l'hydrolyse du P organique des eaux usées. Pour toutes ces raisons, les variations de concentrations de P-PO₄ observées dans les eaux usées des stations d'Achères et Colombes consécutivement au traitement des EDCH par l'acide phosphorique sont difficilement interprétables.

Le volume moyen d'EDCH utilisé par habitant a été établi à 120 L/hab/j par Deshayes *et al.* (2015) lors d'une étude des caractéristiques des eaux usées domestiques de 76 foyers d'Île-de-France. L'EDCH étant également utilisée hors domicile (bureau, restauration, commerces, lavage *etc.*),

une valeur arbitraire de 200 L/hab/j est proposée pour l'évaluation de la charge spécifique en P apportée par le traitement aux OP des EDCH. Sur ces bases, la charge supplémentaire serait de l'ordre de 0,065 g P/j par habitant, soit environ 4 % du rejet domestique sur la base de 1,6 g P/j par habitant.

5.4.2 Impact du traitement des EDCH par des orthophosphates sur les métaux dans les eaux usées et boues d'épuration

5.4.2.1 En France

Une forte diminution de la concentration en Pb des eaux usées a été observée en France à partir des années 90 du fait de la commercialisation de l'essence sans Pb puis de l'interdiction de l'essence plombée.

L'étude réalisée par le CRECEP pour Eau de Paris indique que les concentrations en Pb et Cu dans les boues des STEU d'Achères (Seine Aval) et de Colombes (Seine Centre) en 2004 après mise en place du traitement des EDCH aux OP étaient inférieures à celles de l'année 2003, aucune baisse des concentrations en Zn n'étant parallèlement observée à Achères (Tableau 27).

Tableau 27 : Évolution des concentrations moyennes en Pb, Cu et Zn (mg/kg) dans les boues issues de traitement des STEU de Seine aval et Seine centre du SIAAP en 2003 et 2004 (Eau de Paris, 2005, rapport non publié)

	ACHÈRES (Seine Aval) mg/kg		COLOMBES (Seine Centre) mg/kg	
	2003	2004	2003	2004
Pb	285	230	141	119
Cu	799	705	441	350
Zn	1 861	1 930	1 039	986

Ces observations tendent à renforcer l'hypothèse que le traitement aux OP diminue l'apport, dans les eaux usées, du Cu et du Pb, provenant des canalisations de transport d'EDCH, le Zn provenant majoritairement des toitures et du transport automobile. Néanmoins, comme pour les concentrations en P-PO₄, la multiplicité des sources de métaux dans les eaux usées en région parisienne et l'acheminement des eaux usées vers des STEU différentes *via* un réseau d'assainissement maillé doivent inciter à la prudence quant à l'interprétation qui peut être faite de ces observations.

D'après les informations fournies par le SIAAP, à la station « Seine Aval » (Achères), la concentration en Pb dans les boues s'est stabilisée ces dernières années pour atteindre la valeur de 150 mg/kg de matière sèche (Figure 28). La concentration moyenne en 2014 était de 18 µg/L dans les eaux en entrée, la concentration en sortie ne pouvant être quantifiée.

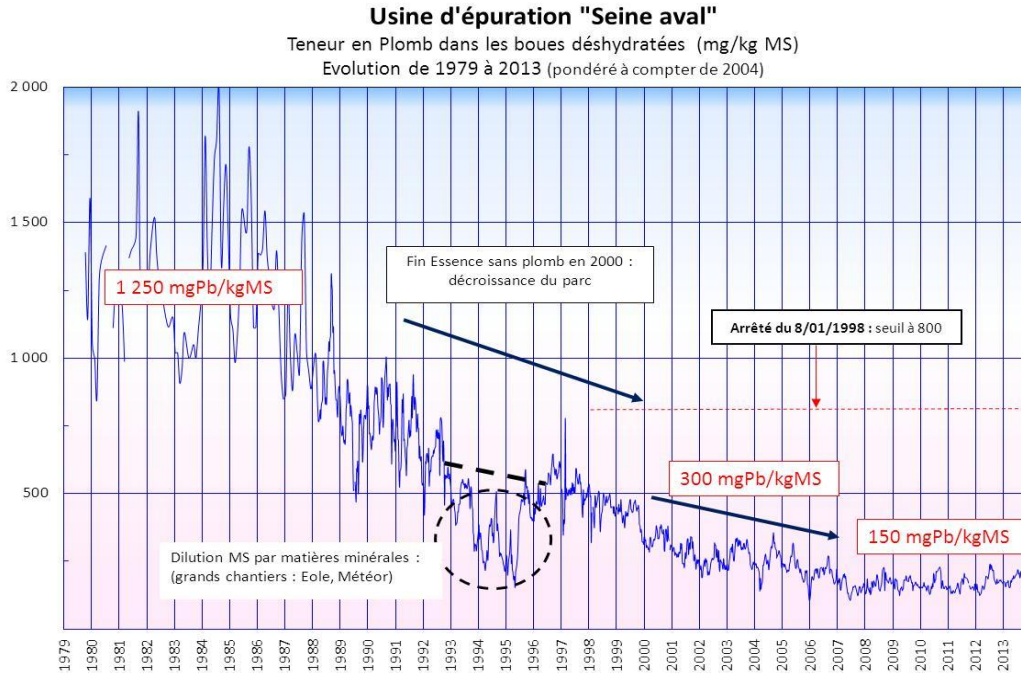


Figure 28 : Évolution de la concentration en Pb dans les boues deshydratées de la STEU Seine aval du SIAAP (SIAAP, 2016)

À la station « Seine Amont » située à Valenton (94), les concentrations en Pb dans les boues ont également diminué entre 2002 et 2015 (moyenne de 366 mg/g MS en 2002 contre 95 mg/kg MS en 2015). Une cinétique régulière de décroissance est constatée et les ajouts d'OP dans les EDCH ne conduisent pas à une augmentation significative au regard des variations annuelles.

S'agissant du Cu, la concentration moyenne annuelle à la station de « Seine Aval » dans les boues, passée sous la concentration de 800 mg/kg de MS en 2004, ne l'a plus franchie depuis (SIAAP, 2016) (Figure 29).

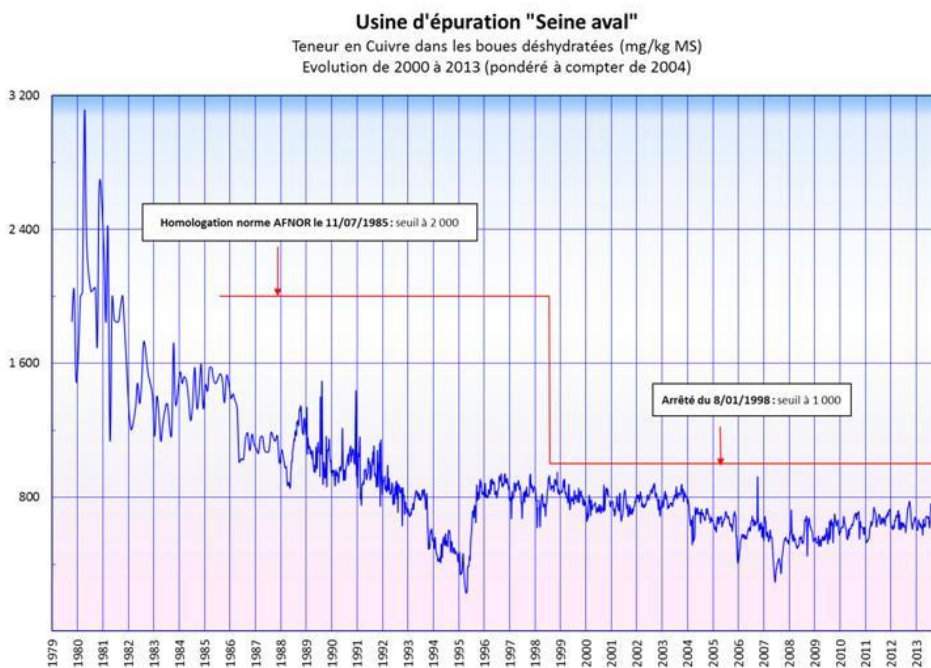


Figure 29 : Évolution de la concentration en Cu dans les boues deshydratées de la STEU Seine aval du SIAAP (SIAAP, 2016)

5.4.2.2 Au niveau international

Il est estimé que l'ajout d'OP dans les EDCH représente environ 6 % de la charge annuelle en P en entrée des STEU au Royaume-Uni (Comber *et al.*, 2013), la dose moyenne d'OP appliquée par 13 entreprises de traitement de l'eau interrogées par les auteurs étant de 0,9 mg P/L (2,8 mg/L PO₄³⁻).

Par ailleurs, Comber *et al.* (2011) observent une diminution moyenne de 30 % de la concentration en cuivre en sortie de STEU lorsque les EDCH ont subi un traitement aux OP.

5.4.3 Impact du traitement des EDCH par des orthophosphates sur l'environnement

La charge polluante supplémentaire produite par le traitement des EDCH est faible au regard des quantités de P générées par les simples activités domestiques (cf 4.1.3). Hors événements exceptionnels, les eaux usées transitent à travers une STEU avant rejet dans l'environnement et deux cas peuvent être envisagés en première approche :

- Soit les eaux usées ne subissent aucun traitement spécifique du P et le rendement d'assimilation stricte du P peut être estimé à 40 % environ pour une STEU fonctionnant avec une bonne efficacité sur les paramètres carbone et azote (Stricker *et al.*, 2010). Le rejet supplémentaire de P dans le milieu récepteur (0,065 g P/j) par habitant (non assimilé en l'absence d'apport concomitant de matière organique) pourrait donc alors théoriquement atteindre 6,5 % du P résiduel résultant des activités domestiques (0,6 * 1,6 = 1 g P/j par habitant).
- Soit la STEU est équipée d'un dispositif de précipitation du P par addition de sel métallique et il suffira le plus souvent d'augmenter légèrement la dose de réactif pour éviter tout impact supplémentaire sur l'environnement³⁵. Le surcoût (réactifs, production de boues) est fonction de la charge supplémentaire en P à précipiter. La suppression prévue du P dans les détergents de lave-vaisselle représentant une charge en P à traiter 3 à 4 fois supérieure à celle des EDCH devrait se traduire dans tous les cas par une diminution des doses de réactifs à apporter, les équipements étant déjà en place sur les installations concernées.

Dans le cas particulier des stations d'épuration à boues activées avec sur-élimination biologique du phosphore sans traitement physico-chimique complémentaire, pour des rendements attendus pour le phosphore compris entre 50 et 70 %, le rejet supplémentaire dû au traitement des EDCH représenterait théoriquement entre 8 et 14 % du phosphore rejeté.

Une étude de l'impact de la charge additionnelle en P générée par l'addition d'OP dans l'EDCH sur le bassin hydrographique de la Seine a été réalisée pour le SEDIF (Billen *et al.*, 2007, rapport non publié). Les modèles SENEQUE/Riverstrahler et SiAM3D/ELISE ont été utilisés afin d'évaluer l'effet de cet apport supplémentaire de P en termes de croissance algale et d'eutrophisation dans les secteurs concernés de la Seine et dans les zones estuariennes et côtières. La charge additionnelle représente 2 % de la charge en P traitée par les STEU parisiennes. Cette étude conclut que [l'amélioration prévue du traitement des eaux usées à l'horizon 2012 étant prise en compte] « dans la mesure où les scénarios testés maximisent l'impact réel du traitement aux OP de l'EDCH, en faisant l'hypothèse de l'absence de traitement de la charge additionnelle, ce

³⁵ Quantité de P dans les eaux usées = 1,6 g/hab.j

Rendement de la STEU : 80 % soit quantité de P assimilée : 40 % = 0,65 g/hab.j + quantité précipitée : 40 % = 0,65 g/hab.j

Apport de P via le traitement de l'EDCH : 0,065 g/hab.j = + 10 % du P à précipiter initialement

traitement peut être considéré comme n'affectant pas le fonctionnement des écosystèmes du continuum fluvial ».

Aujourd'hui, pour les usines d'épuration du SIAAP qui sont équipées de traitement de déphosphatation capables de traiter la charge additionnelle liée à l'injection d'acide phosphorique dans l'EDCH, le surcoût théorique engendré par ce traitement est considéré par les exploitants comme négligeable (0,2 % des coûts de réactifs et d'énergie pour les 6 stations du SIAAP).

Au regard de la question de la contribution à l'eutrophisation d'une éventuelle augmentation des concentrations en OP liée au traitement des EDCH dans les eaux de rejets, le GT estime que celle-ci sera sans doute très faible compte tenu de la contribution limitée de la charge additionnelle du traitement aux concentrations en P dans ces eaux de rejet, mais cependant variable selon la qualité des environnements où ces eaux sont déversées. En effet, si ces rejets surviennent dans des eaux eutrophes, une faible augmentation des concentrations en OP devrait avoir un impact très limité, voire nul, sur les milieux aquatiques en raison des fortes quantités de P déjà présentes dans ces milieux.

En revanche, un rejet dans des milieux très oligotrophes (donc très pauvres en P) pourrait localement avoir un impact sur les milieux aquatiques en favorisant dans la zone de rejet une augmentation de la production primaire sous forme de biofilms dans des rivières avec du courant ou sous forme de phytoplancton dans des rivières lentes.

5.4.4 Conclusion du GT relative à l'impact du traitement des EDCH par des orthophosphates sur l'environnement

Le GT estime que le traitement des EDCH par les OP se traduit par un accroissement théorique de la charge en phosphore produite par habitant de l'ordre de 3 à 4 % et une augmentation de concentration dans les eaux usées inférieure à 0,3 mg/L de P-PO₄ (soit 1 mg/L de PO₄). Ce P supplémentaire n'est pas assimilé par la biomasse d'une STEU conventionnelle ce qui peut entraîner un accroissement de l'ordre de 6 à 7 % de la charge de phosphore rejetée en l'absence de traitement complémentaire. Lorsque la STEU est équipée d'une précipitation physico-chimique du P, une augmentation de l'ordre de 10 % de la quantité de réactif injecté permet théoriquement de maintenir le niveau de rejet initial.

L'estimation de l'impact sur l'environnement d'un rejet supplémentaire de phosphates lié au traitement des EDCH par l'acide phosphorique est difficile à quantifier et passe par des tentatives de modélisation des phénomènes d'eutrophisation. L'impact environnemental sera plus significatif dans les milieux oligotrophes, plus fragiles en raison de leur faible teneur en P.

Le traitement de l'EDCH à l'acide phosphorique, en réduisant la concentration en Pb et en Cu des eaux distribuées conduit à une réduction des apports de ces métaux dans les eaux épurées et/ou les boues de STEU ce qui constitue un impact positif sur l'environnement. Cette baisse peut cependant être masquée ou compensée compte tenu de la multiplicité des sources de métaux dans les eaux usées.

5.5 Impact du traitement sur la santé

Au regard des informations présentées dans le paragraphe 4.1.4, la consommation de 2 litres d'EDCH traitée aux OP avec un taux de 1 mg/L représenterait 0,05 % de la dose journalière tolérable pour un adulte de 60 kg et 1 % de l'apport journalier adéquat en P.

L'impact sanitaire de la réduction du Pb issus des canalisations grâce au traitement des EDCH par des OP reste à établir pour la population française car les données disponibles pour calculer les expositions sont encore trop parcellaires.

5.6 Conséquences de l'arrêt du traitement

5.6.1 Conséquences sur la concentration en Pb dans l'EDCH

D'après l'étude sur réseau pilote menée par la société Véolia (Jaeger *et al.*, 2005) décrite au paragraphe 5.1.1, l'arrêt du traitement au 368^e jour d'étude conduit à une augmentation des concentrations en Pb dans les échantillons prélevés après stagnation. Toutefois, la même observation peut être faite pour la ligne témoin (Figure 30). Cela explique que les taux de réduction exprimés par rapport aux concentrations mesurées en sortie de la boucle témoin, sont de 53 % ± 9 après stagnation de 30 min et 60 % ± 13 après stagnation de 9 h.

En l'absence de stagnation, la concentration en Pb mesurée en sortie de la ligne traitée aux OP reste inférieure à 10 µg/L 6 mois après l'arrêt du traitement.

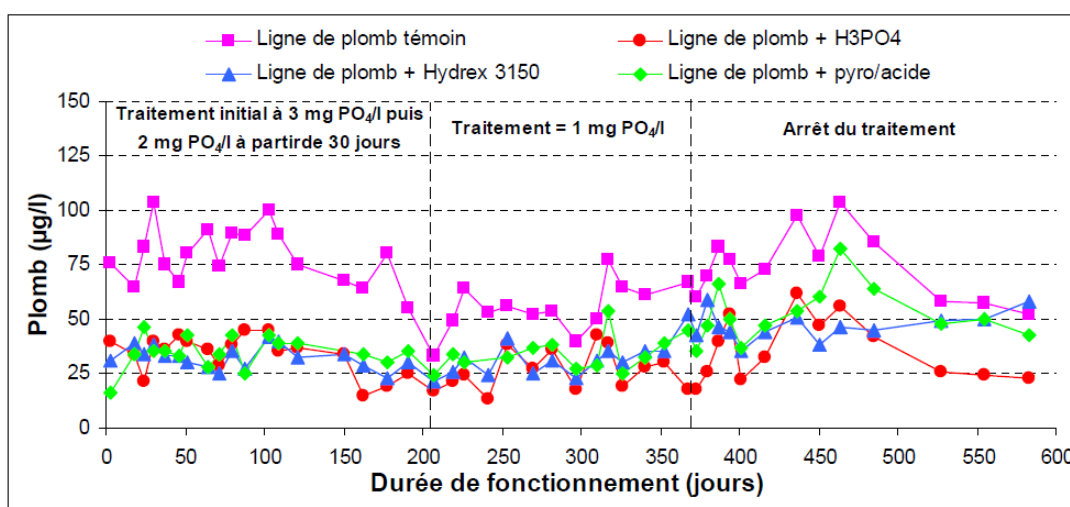


Figure 30 : Évolution des concentrations en Pb après 30 min de stagnation, en fonction de différents traitements, dont celui aux OP (Jaeger *et al.*, 2005).

L'exploitation des données de la base SISE-Eaux montre que le taux de non-conformités pour le paramètre Pb n'a pas évolué de manière significative dans la zone alimentée par le SEDIF entre les périodes « pendant » et « après » traitement aux OP (cf 5.1.1.3)

5.6.2 Autres conséquences

Lors des auditions, aucun problème particulier n'a été décrit au niveau de la qualité de l'EDCH ayant pu intervenir après l'arrêt du traitement.

Pour la zone alimentée par le SEDIF, l'exploitation des données de la base SISE-Eaux indique, entre les périodes pendant et après traitement aux OP, une diminution des taux de non-conformités pour les paramètres Cu, coliformes totaux, entérocoques, *E.coli* et les germes aérobies revivifiables à 22 et 36°C. Cependant, les mêmes observations existent pour les paramètres microbiologiques dans la zone alimentée par Eau de Paris, pour laquelle le traitement a été poursuivi.

Comme indiqué au paragraphe 5.3.1.2, d'autres facteurs peuvent expliquer les tendances observées pour les métaux et les paramètres microbiologiques, comme le remplacement des canalisations, l'amélioration technologique des filières de traitement ou la mise en place d'une chloration résiduelle plus contrôlée en réseau dans le cadre du plan Vigipirate.

5.6.3 Conclusion du GT relative aux conséquences de l'arrêt du traitement

Les données à la disposition du GT concernant les conséquences de l'arrêt du traitement aux OP sont trop peu nombreuses pour permettre une conclusion objective. Le retour d'expérience des gestionnaires du réseau ayant pratiqué cet arrêt ne signale pas d'élément particulier.

6 Démarche pour comparer les solutions visant à limiter l'exposition au plomb hydrique

Outre le traitement des EDCH par des OP, présenté dans le chapitre 4, différentes stratégies existent pour limiter l'exposition de la population au Pb hydrique. En 1991, l'US EPA a publié un règlement appelé « Lead and Copper Rule (LCR) » afin de maîtriser la contamination de l'eau potable par le Pb et le Cu. La LCR comprend 4 types d'actions³⁶ :

- Traitement pour contrôler la corrosion : ajout de produits chimiques comme les OP, modification du pH ou de la dureté,
- Traitement spécifique de la ressource en eau lorsque celle-ci est contaminée par le Pb ou le Cu,
- Remplacement des canalisations,
- Information des usagers.

En fonction des mesures décrites précédemment, différents types de personnes morales ou physiques peuvent intervenir :

- L'utilisateur, consommateur d'eau,
- Le propriétaire du logement,
- Le gestionnaire du réseau public de distribution en eau.

Le présent chapitre a pour objet de présenter la démarche théorique visant à établir un comparatif entre différentes stratégies de gestion. Par la suite, outre le traitement des EDCH par des OP présenté dans le chapitre 4, les procédés pouvant limiter l'exposition des populations au Pb d'origine hydrique, ainsi que les postes de coûts et des indicateurs d'efficacité sont présentés.

6.1 Réflexions sur les méthodes et données permettant la comparaison de différentes stratégies de gestion

De manière générale, le choix de la méthode d'évaluation économique dépend de la réponse à deux questions (Tableau 28).

³⁶ Ces actions doivent être mises en œuvre lorsque la concentration est dépassée dans plus de 10 % des échantillons prélevés au robinet du consommateur au-delà des limites de 15 µg/L pour le Pb et 1,3 mg/L pour le Cu.

		Etudie-t-on les coûts et les conséquences?		OUI
		NON		
Y a-t-il une comparaison de deux options ou plus?		NON	Examen des conséquences seules Examen des coûts seuls	Evaluation partielle Description coût-résultat
		OUI	Evaluation de l'efficacité Analyse des coûts	

Tableau 28 : Méthode d'évaluation d'une ou plusieurs stratégie(s) de gestion (Drummond et al., 2005)³⁷

La question « faut-il ou ne faut-il pas maintenir le traitement des EDCH par des orthophosphates » peut être reformulée sous deux formes différentes par l'économiste :

1. *Existe-t-il une ou plusieurs autres solutions permettant d'atteindre à moindre coût l'objectif de réduction du risque sanitaire lié à l'absorption de Pb par les consommateurs d'EDCH ?*

Pour y répondre, il convient de décrire la ou les actions alternatives et aussi d'estimer leur efficacité ainsi que les coûts associés afin de comparer les stratégies entre-elles (par ex. : OP vs. alternatives). Il faudrait alors se placer dans une perspective d'**analyse coût-efficacité**.

Afin de réaliser une analyse coût-efficacité entre deux stratégies (option A vs option B), il est nécessaire de définir les coûts de chaque programme et le critère d'efficacité.

$$\text{rapport coût – efficacité} = \frac{\text{coût}_{\text{option A}} - \text{coût}_{\text{option B}}}{\text{effet}_{\text{option A}} - \text{effet}_{\text{option B}}}$$

Il est possible de considérer l'option A comme étant la situation actuelle (*business as usual*), le traitement par les orthophosphates devenant alors une option de gestion parmi par les autres permettant de s'éloigner du *statu quo*.

Il est à noter qu'il existe une version simplifiée de l'analyse coût-efficacité, dans laquelle les stratégies ne sont comparées que par rapport à leur coût, en fonction d'un unique critère technique comme objectif (au moindre coût) sans référence à l'efficacité.

2. *Les bénéfices engendrés par l'usage des OP sont-ils ou non supérieurs au coût de leur utilisation ?*

Les bénéfices en question sont essentiellement des dommages évités, notamment des coûts de traitement médicaux ou de perte de fertilité, des coûts liés à la perte de capacité de production du

³⁷ L'analyse coûts-bénéfices peut également être utilisée en vue d'évaluer la pertinence de mise en œuvre d'une unique solution. Elle permet en effet de statuer sur l'intérêt de cette solution (ce qui sera le cas si les bénéfices excèdent les coûts).

fait d'arrêts de travail ou invalidité, voire à une mortalité (cf les risques de maladies cardiovasculaires ou rénales accrus (Douard et Lebental, 2013)) et des coûts induits par les effets du Pb sur le développement neurologique des fœtus et des jeunes enfants (pertes de productivité, éducation spécialisée...) (Pichery *et al.*, 2011). Il s'agit alors d'une analyse de type **coûts-bénéfices** (ACB).

En comparant les coûts et les bénéfices en termes monétaires, elle aide à estimer si une option (même unique, comme l'utilisation des OP) est intéressante à mettre en œuvre (ce qui est le cas si les bénéfices excèdent les coûts) et permet de hiérarchiser les solutions intéressantes entre elles, même si elles ne conduisent pas au même niveau de risque sanitaire pour la population.

De manière formelle, une ACB peut s'écrire de la manière suivante :

$$ACB = \text{bénéfice}_{\text{option A}} - \text{Coût}_{\text{option A}}$$

Dans le cadre d'une analyse coût-bénéfice, il est nécessaire de disposer d'un grand nombre d'informations et de monétariser l'impact d'une stratégie sur les aspects sanitaires afin d'étudier la variation :

- des coûts directs tels que la prise en charge médicale ;
- des coûts indirects à l'image des pertes de production (liées à la perte de points de QI par exemple) ;
- des coûts intangibles : souffrance, douleur non-observable sur un marché.

Les dimensions environnementales doivent également être monétarisées dans une analyse coût-bénéfice (quantité de métaux dans les boues d'épuration susceptibles d'être épandues).

Une autre difficulté de l'approche coût-bénéfice réside dans la nécessité d'identifier correctement les populations et les parties prenantes concernées (par les coûts et / ou les bénéfices). Cette difficulté est partagée par l'analyse coût-efficacité si les coûts et les effets des options dépendent des effectifs de ces populations.

Dans le cas présent, il s'agit de comparer le coût de différentes solutions qui pourraient permettre d'atteindre le même niveau de risque sanitaire permis par les OP, afin de vérifier si leur utilisation est bien la moins coûteuse ou s'il existe des alternatives meilleur marché.

L'analyse coût-efficacité, plus aisée à mettre en œuvre car nécessitant moins de données que l'analyse coût-bénéfice, semble suffire à atteindre ces objectifs.

L'objectif est maintenant de présenter la démarche pour mener cette analyse dans le cadre suivant : comparer les différentes alternatives envisageables pour permettre de réduire l'exposition au Pb d'origine hydrique d'un territoire donné au moindre coût. Le GT part de l'hypothèse que les branchements en Pb sur les réseaux publics ont été remplacés et qu'il reste uniquement le problème des réseaux intérieurs, dans lesquels des canalisations ou des soudures peuvent être susceptibles de rendre non conforme l'eau du robinet par rapport à la LQ de 10 µg/L.

Pour cela, il est nécessaire de présenter dans un premier temps les différentes actions possibles pour limiter l'exposition au Pb d'origine hydrique des populations en estimant l'efficacité puis les coûts associés.

Trois indicateurs d'efficacité sont potentiellement disponibles :

- *Taux d'exposition* : la proportion de personnes consommant de l'EDCH qui dépasse en moyenne le seuil défini. Il serait même peut être intéressant de le caractériser plus finement en estimant par exemple le nombre d'enfants de moins de 6 ans et de femmes enceintes concernées.
- *Niveau d'exposition* : la concentration moyenne en Pb dans les secteurs à risque.

- *Risque de défaillance* : la probabilité que ce seuil soit occasionnellement dépassé dans les secteurs sans contamination moyenne. Cela peut se mesurer en nombre de personnes exposées au moins X jours/semaines par an à une concentration supérieure à la LQ, mais dont l'EDCH présente une concentration moyenne inférieure à la LQ.

Il sera difficile de fusionner ces indicateurs (d'autres sont possibles) pour construire un indicateur unique d'efficacité sanitaire.

Par ailleurs, l'efficacité d'une action est définie comme étant une composante de :

- L'efficacité des dispositifs mis en œuvre par les pouvoirs publics ;
- L'efficacité de l'action individuelle lorsque la population est mobilisée comme lors de campagnes de communication.

Les coûts se rapportent à l'ensemble des coûts supportés par l'ensemble des acteurs (État, gestionnaire de l'infrastructure, usager) pour mettre en œuvre les différentes options qui sont comparées.

6.2 Solutions visant à limiter l'exposition des populations au plomb hydrique et coûts associés

6.2.1 Traitement de l'EDCH

En France, conformément au CSP, les eaux distribuées doivent être à l'équilibre calco-carbonique voire légèrement incrustantes.

Il existe un pH dit pH de saturation (pH_s) ou pH d'équilibre (pH_{eq}) au-delà duquel une précipitation du CaCO₃ va être observée. La Figure 31 présente les domaines d'existence des eaux dures/douces et des eaux agressives/incrustantes, en fonction du pH, de la dureté calcique (TCa, c'est-à-dire la concentration en Ca²⁺ exprimée en °f) et de l'alcalinité (TAC).

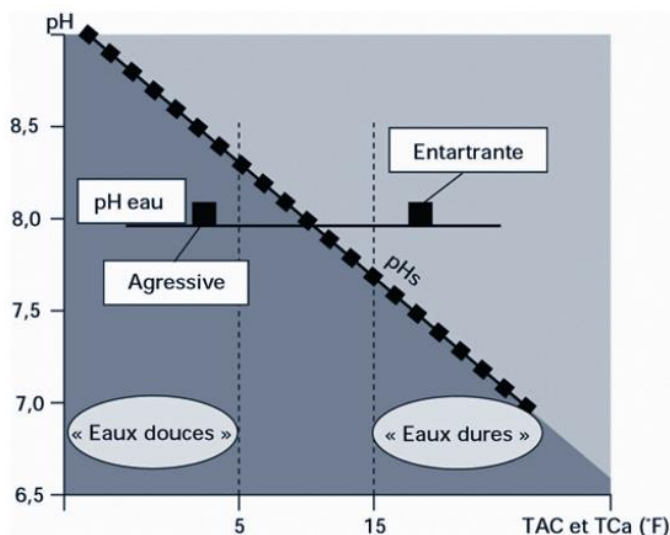


Figure 31 : Domaines d'existence des eaux dures/douces et des eaux agressives/incrustantes (Degremont, 2016).

La circulaire DGS/SD7A/2004/557 du 25 novembre 2004 décrit les mesures correctives à mettre en œuvre par la PRPDE pour réduire la dissolution du Pb dans l'EDCH afin de respecter la précédente LQ fixée à 25 µg/L, en fonction de la qualité initiale de l'eau. La circulaire reprend

notamment les éléments figurant dans l'avis du CSHPF du 9 décembre 2003 complété le 9 novembre 2004 (Tableau 29).

Cette grille de mesures correctives est basée sur trois constats :

- La solubilité du Pb dans une eau dépourvue de phosphate décroît à mesure que le pH augmente et elle est aussi influencée par la concentration des ions hydrogénocarbonate (cf. § 2.2)
- Une eau excessivement incrustante conduit à un entartrage rapide des installations, qui entraîne la détérioration des appareils de production d'eau chaude et de certains organes tels que les vannes, compteurs et autres dispositifs tournants.
- L'efficacité du traitement de désinfection par le chlore est liée au pH de l'eau car la forme active du chlore est HClO. Or, au-delà de pH 8 – 8,2, la forme dominante est l'ion ClO⁻ qui est beaucoup moins biocide.

Ainsi, le pH de l'eau et donc le pH d'équilibre calco-carbonique ne doit pas excéder 8 – 8,2. Le TAC d'équilibre calco-carbonique correspondant est de l'ordre de 8 °f pour une concentration en calcium de 8 °f.

Ces deux dernières valeurs constituent donc les limites minimales du TAC et du calcium des eaux mises en distribution.

Tableau 29 : Mesures correctives pour réduire la dissolution du plomb dans l'EDCH et respecter la limite de qualité de 25 µg/L, d'après la circulaire du 25 novembre 2004.

Type d'eau	Eau faiblement minéralisée ou douce	Eau moyennement minéralisée	Eau fortement minéralisée ou dure
Caractéristiques actuelles des eaux au point de mise en distribution	TH < 8°f et/ou TAC < 8°f quel que soit le pH	8°f ≤ TAC < 30°f Et 8°f ≤ TH < 30°f pH < 7,5 ou pH < pHeq	TH ≥ 30°f et/ou TAC ≥ 30°f quel que soit le pH
Objectifs de qualité de l'eau à atteindre au point de mise en distribution	pH d'équilibre (pHeq)	pHeq	pHeq
Traitements à mettre en œuvre pour tendre vers le respect de la limite de qualité de 25 µg/L au robinet	- Si CO ₂ total > 1 mmole/L : neutralisation avec mise à l'équilibre - Si CO ₂ total < 1 mmole/L : reminéralisation par ajout de CO ₂ et neutralisation avec mise à l'équilibre	Décarbonatation avec mise à l'équilibre ET Traitement filmogène si : -pHeq < 7,5 -présence significative de canalisations en Pb dans le réseau et dont le remplacement à court terme n'est pas envisageable	Décarbonatation avec mise à l'équilibre ET Traitement filmogène si : -pHeq < 7,5 -présence significative de canalisations en Pb dans le réseau et dont le remplacement à court terme n'est pas envisageable

Pour les eaux moyennement ou fortement minéralisée, deux traitements sont possibles :

- un traitement de décarbonatation (cf 6.2.1.3), afin d'obtenir un pH_{eq} suffisamment élevé pour limiter la dissolution du Pb, sans dépasser la valeur de 8 ;
- un traitement filmogène après mise à l'équilibre, notamment à base d'OP, si le $\text{pH}_{\text{eq}} < 7,5$. Si le TH et le TCa sont élevés, un traitement de décarbonatation pourrait être mis en œuvre avant l'ajout d'OP afin d'éviter la précipitation de phosphate de calcium.

Dans le cas d'une eau douce, la mise à l'équilibre par neutralisation ou reminéralisation permettra d'atteindre un pH_{eq} de 8 environ et donc une solubilité du Pb faible. La mise en œuvre d'un traitement filmogène n'est alors pas nécessaire.

L'US EPA a publié en 2016 un rapport formulant des recommandations techniques concernant les différents traitements envisageables pour réduire la corrosion du Pb et du Cu : ajustement du pH, de l'alcalinité et du carbone inorganique dissous, ajout d'inhibiteur à base de phosphates, ajout d'inhibiteur à base de silicates.

L'US EPA indique que les silicates sont plus onéreux que les phosphates et peuvent nécessiter des doses plus importantes.

En France, les silicates sont généralement utilisés comme inhibiteurs de corrosion du fer dans les réseaux d'eau chaude privés.

6.2.1.1 Traitement aux orthophosphates

S'agissant du principe et de la mise en œuvre du traitement aux OP ainsi que de son efficacité, il convient de se reporter aux chapitres 4.2 et 5.

Coût

Le coût de l'acide phosphorique ajouté correspond environ à 1 € pour 1 000 m³ d'eau (audition Eau de Paris et SEDIF). La mise en place du traitement aux OP a également nécessité de construire pour le SEDIF des bâtiments dédiés ce qui a représenté un investissement (bâtiments, cuves de stockage et pompes) de 4,4 millions d'euros entre 2000 et 2004.

D'après le SIAAP, l'ajout de 1 mg/L d'OP (0,3 mg/L P-PO₄) conduirait à une augmentation de 0,1 à 0,2 mg/L de P-PO₄ dans les eaux usées par temps sec (40 à 50 % des eaux usées reçues), soit une augmentation de 4 à 5 % de la concentration reçue par la STEU d'Achères (environ 2,6 mg/L P-PO₄ en entrée).

Cela représente un flux supplémentaire de 300 kg/j de P-PO₄, sur les 1,5 millions de m³ d'eaux usées reçues par la STEU quotidiennement. En considérant que la directive sur les eaux résiduelles urbaines (DERU) impose un abattement de 80 % du P, le coût associé au traitement des 240 kg/j de P supplémentaires est estimé à 600 € par jour, desquels il faut déduire le montant de la prime pour épuration versée par l'Agence de l'eau, à savoir 170 € (0,72 €/kg de P). Au total, le surcoût est estimé à environ 150 000 €/an.

Cette somme peut être comparée au budget annuel consacré à l'achat de réactifs et à l'énergie qui représente 70 millions € pour les 6 STEU du SIAAP.

D'autre part, une augmentation du P dans les boues peut conduire à étendre le périmètre d'épandage, ce qui induit un coût direct (transport) et indirect (contractualisation, recherche de surfaces épandables...).

6.2.1.2 Traitement de neutralisation

Principe

Ce traitement a pour objectif d'élever le pH de l'eau pour atteindre le pH d'équilibre et plus précisément rendre l'eau légèrement calcifiante afin de protéger les parois des ouvrages en matériau à base de ciment ou en métal ferreux.

Ce traitement consiste soit à ajouter un réactif basique (chaux ou soude) ou un carbonate alcalin (Na_2CO_3) ou alcalino-terreux (dolomie calcinée – CaCO_3 , $n\text{MgO}$ ou non – CaCO_3 , $n\text{MgCO}_3$), soit d'éliminer une partie du CO_2 présent dans l'eau.

L'emploi du maërl (ou lithotamne), algue marine riche en calcaire, a dû être progressivement abandonné dans les usines de potabilisation en France, son extraction au large du Finistère ayant été interrompue à partir de 2013 afin de préserver les sites naturels et notamment celui des Glénans.

Mise en œuvre

Pour les réactifs solubles dans l'eau (chaux, soude et carbonate disodique), il est possible d'injecter directement la solution préalablement diluée dans l'eau à traiter.

Pour les carbonates de calcium et de magnésium qui sont peu solubles, il est fait recours à une filtration sur lit de calcaire qui se dissout progressivement. Le carbonate de calcium pur (marbre par exemple) ne permet pas d'atteindre l'équilibre calco-carbonique et ne peut être employé seul pour ce traitement. Un calcaire dolomitique est généralement utilisé.

L'élimination d'une partie du CO_2 contenu dans l'eau est effectuée par aération. Toutefois, ce type de traitement ne permet pas d'atteindre l'équilibre calco-carbonique lorsque celui-ci est égal ou supérieur à 8,2, valeur du pH d'équilibre avec le CO_2 atmosphérique dans des eaux contenant des ions bicarbonate.

Le choix du réactif et de la technique employée dépend des caractéristiques de l'eau et du débit à traiter.

Pour les petites installations, le mode de traitement retenu est le plus souvent l'aération lorsque le TAC et la concentration du calcium sont suffisants pour que le pH d'équilibre soit inférieur à 7,5 – 7,8. Lorsque le pH d'équilibre est supérieur à 7,8 le mode de traitement est le passage sur un lit de calcaire dolomitique qui permet d'accroître le TAC et la concentration du Ca tout en augmentant le pH.

Pour les installations dont le débit est supérieur à plusieurs centaines de m^3/h , le mode de traitement est le plus souvent l'injection d'une solution d'un réactif basique ou carbonaté.

Efficacité

Ce traitement permet de réduire la concentration du Pb dans une proportion qui dépend du pH initial et du pH final. Comme le montre la figure 5 du chapitre 2, la concentration maximale du Pb dans l'eau est étroitement liée au pH et au TAC de l'eau traitée. Mais elle est toujours supérieure à $10 \mu\text{g/L}$. Ainsi la concentration moyenne en Pb dans l'eau dépend de la longueur et du diamètre de la conduite en Pb alimentant le robinet ainsi que du temps de séjour de l'eau dans cette conduite.

Pour une eau dont le pH est de l'ordre de 7,3 - 7,5 et dont le TAC est voisin de 20 °f , l'addition de soude pour élever le pH vers 7,6 – 7,8 permet d'abaisser la concentration du Pb dans l'eau à une valeur moyenne de $30 \mu\text{g/L}$ (cas de Paris avant la mise en place de l'addition de phosphates ; étude Crecep 1994 non publiée mais liée aux recherches prénormatives).

Coût

Des éléments d'évaluation des coûts sont présentés dans le tableau 30.

Tableau 30 : Éléments d'évaluation des coûts associés au traitement de neutralisation.

Taille de l'usine	Débit < 250 m ³ /j (1 000 à 1 500 équivalents habitants)	Débit : 250 m ³ /j < Q < 1 000 m ³ /j (1 500 < équivalents habitants < 5 000) :	Débit > 1 000 m ³ /j (> 5 000 équivalents habitants)
Traitement mis en oeuvre	Aération réalisée dans le réservoir (ou château d'eau) par la mise en place d'un diffuseur (bec de canard) et d'une éventuelle ventilation.	Neutralisation sur filtre calcaire.	Ajout de chaux ou de soude
Coût d'installation	Quelques centaines d'€.	Coût de construction de deux filtres dissolvants + pompage si nécessité d'un relevage intermédiaire.	Chaux : Coût de construction d'un stockage de chaux avec dosage de chaux + construction d'un saturateur de chaux pour préparation de l'eau de chaux. Soude : Coût de construction d'un stockage de solution de soude + pompes doseuses + mise en place d'un adoucisseur (2 unités : une en service l'autre en régénération) pour dilution de la solution concentrée avant injection dans l'eau.
Coût d'exploitation	De 0 € à quelques centimes d'€ (énergie de ventilation).	Coût du calcaire + énergie de relevage	Coût du réactif + (cas de la chaux) énergie pour agitation saturateur ou (cas de la soude) énergie pompes doseuse et adoucissement + sel de régénération

6.2.1.3 Traitement de reminéralisation

Principe

Ce traitement a pour objectif d'accroître les concentrations des hydrogencarbonates et du Ca afin d'atteindre l'équilibre calco-carbonique avec un pH de l'ordre de 8. Il concerne donc les eaux douces très peu minéralisées (TAC et Ca < 8 °f) et agressives vis-à-vis du carbonate de Ca.

Il consiste à ajouter un sel alcalino-terreux (dolomie calcinée ou non ou calcaire dolomitique). Cet ajout peut être précédé d'une injection de CO₂, si l'eau n'en contient pas assez pour atteindre l'objectif fixé.

Le TAC peut être augmenté ainsi que la concentration en Ca par ajout de chlorure de Ca et de carbonate ou d'hydrogénocarbonate de sodium. Mais ce type de traitement conduit aussi à augmenter la corrosivité de l'eau du fait notamment de l'augmentation de la concentration des chlorures liée à l'utilisation de chlorure de Ca. Il est donc fortement déconseillé.

Mise en œuvre

Comme dans le cas précédent, le type de traitement utilisé dépend du débit d'eau à traiter.

Pour les petites unités dont le débit n'excède pas 500 m³/h, le type de traitement est un passage sur lit de calcaire dolomitique précédé d'une éventuelle injection de CO₂.

Pour les plus grosses installations, le type de traitement généralement utilisé est une injection d'eau de chaux précédée d'une injection de CO₂. Dans le cas où une clarification de l'eau est nécessaire, l'addition de chaux peut être réalisée par une addition de lait de chaux à l'amont des décanteurs ou des filtres à sable, toujours précédée d'une injection de CO₂. Une addition d'eau de chaux en fin de chaîne de traitement est alors nécessaire pour obtenir le pH final souhaité

Efficacité

Dans la mesure où le pH final est voisin de 8, les concentrations moyennes du Pb obtenues après la mise en place de ce type de traitement, sont très fortement abaissées. Ainsi, dans les Vosges, sur une petite adduction délivrant une eau dont le pH était de l'ordre de 6, les concentrations en Pb mesurées après une stagnation durant la nuit atteignaient 2 000 µg/L. Après la mise en place d'une filtration sur maërl permettant d'élever le pH à 8, les concentrations mesurées ont été ramenées à moins de 20 µg/L (Dambrine *et al.*, 1999).

Coût

Les postes de coûts sont décrits dans le tableau 31.

Tableau 31 : Éléments d'évaluation des coûts associés au traitement de reminéralisation.

Taille de l'usine	Débit < 1 000 m ³ /j (< 5 000 équivalents habitants)	Débit > 1 000 m ³ /j (> 5 000 équivalents habitants)
Traitement mis en oeuvre	Injection de CO ₂ + Neutralisation sur filtre calcaire.	Ajout de CO ₂ et de chaux
Coût d'installation	Coût d'une installation de stockage (citerne sous pression), dosage et injection de CO ₂ + construction de deux filtres dissolvants + pompage (relevage intermédiaire toujours nécessaire).	Chaux : coût d'une installation de stockage (citerne sous pression), dosage et injection de CO ₂ + coût de construction d'un stockage de chaux avec dosage de chaux + construction d'un saturateur de chaux pour préparation de l'eau de chaux.
Coût d'exploitation	Coût du calcaire et du CO ₂ + énergie de relevage	Coût des réactifs + énergie pour agitation saturateur

6.2.1.4 Traitement de décarbonatation

Principe

Ce traitement a pour objet de réduire les concentrations des ions hydrogénocarbonate et calcium par la précipitation de carbonate de Ca sous l'effet d'une augmentation importante du pH. Cet accroissement du pH est généralement obtenu par un ajout de chaux ou de soude. Il peut être aussi obtenu par passage d'un courant électrique continu.

Mise en œuvre

L'ajout de réactif (chaux ou soude) est réalisé à l'entrée d'un réacteur. Le carbonate de calcium précipite spontanément en formant un dépôt floconneux difficilement sédimentable. La vitesse de passage de l'eau dans le réacteur peut être augmentée en ajoutant du micro-sable qui capte les particules de CaCO_3 formées par attraction électrostatique.

Le choix du réactif utilisé dépend des caractéristiques de l'eau et du TAC ou TH final souhaité.

Dans le cas de la décarbonatation électrique, l'électrolyse entraîne une augmentation du pH au voisinage de la cathode qui permet la précipitation du carbonate de calcium. Mais à l'anode, l'oxydation de l'eau conduit à un abaissement du pH accompagné de la production de CO_2 . Un traitement complémentaire d'aération est alors nécessaire pour amener l'eau à l'équilibre calco-carbonique. Enfin, ce type d'installation nécessite un temps très long de contact avec les électrodes de sorte que l'adoucissement obtenu est le plus souvent assez faible et ne permet pas d'atteindre les 8 °f indiqués dans la circulaire.

Efficacité

Ce type de traitement s'applique généralement à des eaux dures ou très dures pour lesquelles le pH d'équilibre est voisin de 7. Une étude menée en région parisienne montre que la décarbonatation par précipitation du carbonate de calcium réduisant le TAC de 30 °f à 14 °f permet d'abaisser la concentration moyenne du Pb dans l'eau de 120 à 35 $\mu\text{g/L}$ (Leroy et Cordonnier, 1994). Cette étude montre aussi que l'oxydation des matières organiques sous l'effet de la chloration finale conduit à abaisser encore la concentration moyenne au voisinage de 20 $\mu\text{g/L}$.

La décarbonatation par nanofiltration présente une efficacité moins importante, d'après l'étude menée par Randon (1994) sur un pilote et pour laquelle un abattement de 50 % a été obtenu.

Coût

Le tableau 32 présente des éléments d'évaluation des coûts associés au traitement de décarbonatation.

Tableau 32 : Éléments d'évaluation des coûts associés au traitement de décarbonatation.

Taille de l'usine	Débit < 1 000 m ³ /j (< 5 000 équivalents habitants)	Débit > 1 000 m ³ /j (> 5 000 équivalents habitants)
Traitement mis en oeuvre	Décarbonatation électrique + aération.	Décarbonatation à la chaux ou à la soude
Coût d'installation	Coût d'une installation d'électrolyse + tour d'aération ou injection d'air + pompage (relevage intermédiaire toujours nécessaire).	Chaux : coût de construction d'un stockage de chaux avec dosage de chaux + construction d'une tour de décarbonatation (catalytique – injection de micro-sable). Soude : coût de construction d'une citerne de stockage de solution de soude + pompes doseuses de soude + construction d'une tour de décarbonatation (catalytique – injection de micro-sable).
Coût d'exploitation	Coût énergie électrique + énergie de relevage + évacuation des boues	Coût des réactifs + évacuation et traitement des boues

6.2.1.5 Traitement à domicile

Principe

Des dispositifs de traitement à domicile pour lesquels une élimination du Pb de l'EDCH est revendiquée sont commercialisés. Il peut s'agir de carafes filtrantes, de filtres fixés au robinet ou sous l'évier ou encore d'osmoseur.

En France, jusqu'à présent, le Ministère en charge de la santé n'a pas délivré d'agrément pour ce type de dispositifs de traitement.

Efficacité

La norme française NF P 41-650 relative aux carafes filtrantes impose une réduction minimale de la concentration en Pb de 90 %. Les essais décrits dans la norme prévoient que la concentration initiale dans l'eau lors des essais soit de 100 µg/L, donc bien supérieure à la LQ du Pb.

La norme américaine NSF/ANSI-53 concernant les dispositifs de traitement de l'eau au point d'usage ou au point d'entrée requiert une réduction de la concentration en Pb de 150 µg/L (+/- 25 %) à moins de 10 µg/L.

Au Canada, Deshommes *et al.* (2010) ont comparé en laboratoire l'efficacité de 4 carafes filtrantes et de 3 filtres fixés au robinet et 2 fixés sous l'évier, certifiés NSF/ANSI-53. Les dispositifs ont été testés pendant 6 jours pour atteindre jusqu'à 120 % de leur capacité nominale, une période de stagnation étant observée la nuit.

Des pourcentages d'élimination du Pb total compris entre 35 et 97 % ont été observés pour les carafes filtrantes et entre 80 et 99 % pour les autres systèmes, considérant que les concentrations initiales dans l'eau dopée étaient élevées et comprises entre 54 et 160 µg/L.

Dans tous les cas, la LQ de 10 µg/L n'était pas systématiquement atteinte. Les auteurs indiquent que les carafes permettent d'éliminer davantage de Pb dissous que les autres dispositifs testés, en raison de la présence de résine échangeuse d'ions dans la cartouche filtrante. En revanche, les filtres constitués uniquement de charbon actif seraient, selon les auteurs, plus efficaces vis-à-vis du Pb particulaire.

L'innocuité et l'efficacité des carafes filtrantes ont récemment été évaluées par l'Anses (Anses, 2016). Le média filtrant utilisé dans les carafes mises sur le marché en France est constitué de charbon actif et de résine échangeuses d'ions. Il apparaît, d'après les données disponibles, que :

- leur efficacité dépend de la composition et des caractéristiques de la cartouche filtrante, de la qualité de l'eau destinée à être filtrée et des pratiques de l'utilisateur ;
- s'agissant du Pb, les taux d'abattement observés pour les essais réalisés selon la norme française sont souvent supérieurs au taux de 90 % préconisé ;
- le taux d'abattement dépend de la concentration du métal dans l'eau à filtrer et sera d'autant plus important si la concentration initiale est élevée ;
- les données disponibles n'ont pas permis de s'assurer de l'absence de relargage de contaminants initialement retenus dans le filtre lorsque la cartouche est saturée.

Coût

L'installation et la maintenance du procédé relève de la responsabilité du propriétaire et le coût est pris en charge par ce dernier.

Le coût d'utilisation de filtres est estimé à 150 euros/an pour une famille de 4 personnes par le CGEDD (Douard et Lebental, 2013). Le rapport du CGEDD ne précise cependant pas le type de filtre considéré.

Le prix d'une carafe filtrante est compris entre 20 et 40 €, celui d'une cartouche est globalement compris entre 2,5 et 4 €. Un remplacement de la cartouche tous les mois étant généralement préconisé par les fabricants, le coût annuel des cartouches serait donc de 30 à 50 €.

6.2.2 Interventions sur le réseau de distribution

Le GT rappelle que les matériaux organiques utilisés pour le remplacement ou la réhabilitation des canalisations doivent disposer d'une ACS pour pouvoir être utilisés dans le réseau de distribution. L'ACS, délivrée par l'un des laboratoires habilités par le ministère chargé de la santé, constitue une preuve de conformité sanitaire des produits organiques entrant au contact d'eau (PVC, PE, revêtements en résine époxydique, ...). S'agissant des matériaux métalliques, leur composition doit être conforme à l'annexe 1 de l'arrêté du 29 mai 1997 modifié (*cf* chap. 2).

L'Afssa, dans son avis du 10 décembre 2003 révisé en 2007, attirait « l'attention de l'administration sur le fait que la mise en place de traitement de phosphatation de l'eau ne constitue qu'une étape transitoire pour ramener les teneurs en plomb de l'eau au robinet du consommateur sous 25 µg/L mais qu'elle ne saurait se prolonger au-delà de 2013, date à laquelle la limite de 10 µg/L ne pourra être respectée que par le remplacement de ces canalisations en plomb dans les réseaux publics et privés » (Afssa, 2003).

6.2.2.1 Remplacement des branchements publics

Principe

Les branchements en Pb sont remplacés par des branchements en PEHD.

Mise en œuvre

À l'échelle nationale

En 2004, la DGS estimait que le nombre de branchements publics en Pb étaient d'environ 3,4 millions à l'échelle nationale. La population desservie par ces branchements en Pb était évaluée à 5,42 millions de personnes.

En 2008, 7,5 % des 23,5 millions de branchements d'EDCH en France étaient encore en Pb, d'après l'enquête du Ministère en charge de l'écologie, soit environ 1,8 millions de branchements.

Le rapport du BIPE³⁸ et de la Fédération professionnelle des entreprises de l'eau (FP2E) (2015) indique que 3,2 % des branchements des services publics gérés par les entreprises de l'eau étaient encore en Pb fin 2013, contre 10,6 % en 2006.

Suite à la sollicitation du GT, la FNCCR a consulté les collectivités membres de la fédération. Parmi les 25 collectivités ayant répondu, 14 d'entre elles, de taille variable, signalent avoir remplacé 98 % de leurs branchements en Pb voire 100 %, les autres n'ayant pas encore achevé les travaux de renouvellement.

En Île-de-France

Le réseau de Eau de Paris comportait encore 1998 branchements en Pb en décembre 2012, soit environ 2,1 % de l'ensemble. En 2017, il subsisterait environ 150 branchements en Pb sur les 93 000 compteurs de l'agglomération parisienne en raison, par exemple, de contentieux particuliers (audition Eau de Paris, 2016).

Le SEDIF indique qu'au 1^{er} janvier 2013, il restait 16 892 branchements à remplacer sur son réseau.

La Lyonnaise des eaux (Suez environnement) estimait que, pour les collectivités dont elle assure la distribution d'eau, le taux de branchements au Pb serait de 4 % fin 2013 (CGEDD, 2013).

Les régions pour lesquelles la part de branchements en Pb en 2008 est la plus importante sont également des régions dont la majorité des UDI présentent un potentiel de dissolution en Pb élevé voire très élevé (Figure 32).

Efficacité

Le remplacement de branchements en Pb conduit de fait à l'absence de relargage de Pb dans l'EDCH par ces conduites.

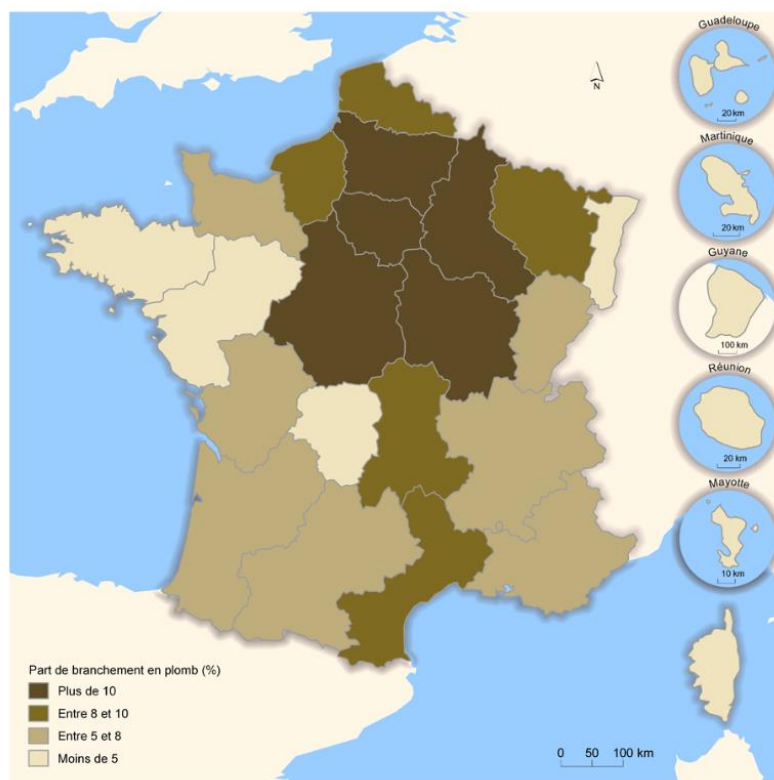
Coût

Le coût comprend les charges de main d'œuvre pour le remplacement des canalisations et celui du matériel afférent. Ce coût peut être supporté par différents acteurs : l'État, la collectivité territoriale et/ou le propriétaire privé des installations (donc l'abonné/l'utilisateur). Cette répartition va dépendre des politiques de subvention éventuellement mises en place ou de péréquation au sein du service d'eau qui sont décidées.

Selon Douard et Lebental (2013), une étude menée par les Agences de l'eau en 2000 indique que le coût du remplacement d'un branchement en Pb varie de 1 185 € en milieu rural à 3 300 € à Paris.

³⁸ Cabinet de conseil en analyse stratégique et prospective économique

D'après les réponses des collectivités interrogées par la FNCCR, le prix du remplacement (comprenant la réalisation des fouilles, la fourniture et pose des pièces d'hydraulique, la fourniture et pose de la canalisation sous fourreau, le remblaiement et le reprise des enrobés etc) serait d'environ 1 500 €. Sept collectivités sur 25 ont bénéficié d'aides de l'Agence de l'eau. Ces aides ne sont cependant plus proposées dans le 10^e programme 2013-2018 des agences, sauf cas particulier. Deux autres collectivités ont reçu une aide du conseil départemental. Le remplacement des branchements en Pb a représenté un coût de 693 millions d'euros pour le SEDIF (valeur 2013) (audition du SEDIF, 2016).



Source : SOeS-SSP, Enquête Eau 2008.

Figure 32 : Part des branchements en plomb en 2008 en France.

6.2.2.2 Remplacement des canalisations intérieures (réseau privé)

Principe

Dans les réseaux intérieurs, le Pb peut être remplacé par du Cu, du PeR (Polyéthylène réticulé), du PVC ou des matériaux multicouches.

Mise en oeuvre

La norme NFP41-021 définit la méthodologie du repérage du Pb dans les réseaux intérieurs de distribution d'EDCH. Elle précise le rôle des différents acteurs concernés et les éléments à faire figurer dans les rapports de repérage.

Douard et Lebental (2013) estiment qu'il restait en 2012 environ 7,5 millions de logements avec des canalisations intérieures en Pb en France. L'UFC-Que Choisir annonce le chiffre de 2 à 3 millions de logements³⁹.

Le GT n'a pas pu disposer d'informations plus récentes concernant le nombre de logements présentant des canalisations intérieures en Pb en Île-de-France, après interrogation de l'Atelier Parisien d'Urbanisme (APUR), du Service Technique de l'habitat à la Direction du Logement de la Ville de Paris, de l'Institut d'Urbanisme et d'aménagement en Île-de-France ou encore de l'Observatoire Régional de Santé Île-de-France.

Efficacité

Comme pour les branchements, l'élimination totale des canalisations intérieures en Pb est la solution la plus efficace.

Une dissolution plus ou moins importante du Pb peut subsister, en cas de remplacement partiel de la canalisation en Pb dû à des difficultés d'accès et en fonction

- de la nature des matériaux en contact dans le réseau,
- de la présence ou non de soudures en Pb,
- de la présence ou non d'alliages métalliques contenant du Pb.

Coût

Le coût est supporté par le propriétaire du logement. Ce coût peut varier très fortement en fonction du type d'habitat (maison individuelle, logement collectif) et de la complexité des travaux à mettre en œuvre. Tout appel à un autre corps de métier pour effectuer des travaux supplémentaires (carrelage, peinture ...) augmente le coût.

Douard et Lebental (2013) considèrent que le coût moyen est de 2 250 €/logement. Le coût de remplacement de l'ensemble de ces canalisations en France représenterait alors environ 17 milliards d'euros, ce qui est cohérent avec le chiffre de 15 milliards d'euros annoncé par Chopard *et al.* (2009).

Le propriétaire et les syndicats de copropriétaires peuvent solliciter une aide de l'État au travers de l'Agence nationale de l'Habitat (ANAH) sous tutelle du ministère en charge du logement.

L'ANAH propose des aides au titre des « travaux destinés à l'amélioration de l'habitat » pour les réseaux (dont l'eau) et les équipements sanitaires. Cela concerne notamment la mise en conformité avec la réglementation en vigueur d'une installation d'eau à l'intérieur des logements ainsi que la modification ou le remplacement d'équipements sanitaires et de robinetterie ainsi que les travaux induits dans le cadre d'une amélioration ou d'une adaptation.

Des aides peuvent être ainsi accordées :

- aux propriétaires occupants modestes ou très modestes (taux de subvention de 50 % avec un montant subventionnable maximum entre 20 000 et 50 000 euros HT),

³⁹ UFC-Que Choisir - *Teneur en plomb de l'eau potable Le respect des objectifs de qualité est plombé !* (22/03/2013)

- aux propriétaires bailleurs (loyer intermédiaire, social ou très social + locataires modestes) (taux de subvention entre 25 % et 35 % pour un montant maximum de 60 000 à 80 000 euros par logement),
- aux copropriétés avec des logements très dégradés ou faisant face à des difficultés financières (taux de subvention : 35 % ou exceptionnellement 50 %).

Pour l'État, le coût associé aux subventions va dépendre du taux de subvention choisi, de l'assiette de la subvention (par exemple prise en charge complète du remplacement des canalisations intérieures, prise en charge à x % des travaux d'embellissement) et du nombre d'usagers/d'abonnés concernés.

6.2.2.3 Réhabilitation

Principe

La réhabilitation consiste à remettre en état des canalisations (branchements ou canalisations intérieures), par voie interne, sans réaliser de tranchées.

Mise en œuvre

La réhabilitation des canalisations peut être effectuée :

- par chemisage, en insérant un tube mince étanche en polyéthylène téréphtalate (PET) dans la conduite qui est ensuite expansé sous pression d'eau chaude (Astee, 2010).
- par application d'un revêtement intérieur à base de résine époxy. Deux procédés de ce type disposent d'avis techniques (ATec⁴⁰) pour une utilisation dans le réseau intérieur des bâtiments.

Des essais ont également été réalisés par Jaeger *et al.* (2005) sur un pilote en utilisant une ligne de Pb de 4,5 m enduite d'un produit de type latex (solution aqueuse anionique de copolymère de styrène et de butadiène carboxylé).

Efficacité

L'inconvénient principal du chemisage est qu'il peut perdre ses propriétés initiales lorsque des travaux ultérieurs sont effectués sur la conduite.

Dans l'étude pilote précitée et menée sur des conduites enduites de latex, les concentrations en Pb mesurées sont inférieures à celles obtenues avec la ligne témoin et restent inférieures à 10 µg/L quel que soit le mode de prélèvement (1^{er} jet, après 30 min de stagnation, après 9 h de stagnation) (Jaeger *et al.*, 2005).

⁴⁰ L'Avis Technique ou ATec désigne l'avis formulé par un groupe d'experts représentatifs des professions, appelé Groupe Spécialisé (GS), sur l'aptitude à l'emploi des procédés innovants de construction. Les ATec sont délivrés par la Commission Chargée de Formuler les Avis Techniques (CCFAT) (article 8 de l'arrêté du 21 mars 2012).

Coût

Le coût du chemisage représente environ 1 400 €, 2 000 € dans les cas complexes (audition de Véolia, 2016).

6.2.3 Informations aux usagers

Principe

La diffusion de messages à la population permet de l'informer des risques liés à l'exposition au Pb et des gestes simples à adopter afin de réduire son exposition *via* l'eau du robinet.

Le Ministère chargé de la santé formule différentes recommandations sur son site internet⁴¹ pour la prévention de l'exposition au Pb. Ainsi, en présence de canalisations en Pb, il est recommandé aux consommateurs, et en particulier pour les femmes enceintes et les enfants en bas âge :

- de laisser couler l'eau pendant une à deux minutes avant de la consommer et d'utiliser l'eau froide du robinet pour la boisson, la préparation ou la cuisson des aliments, lorsque de l'eau a stagné dans les canalisations (par exemple le matin au réveil ou au retour d'une journée de travail) ;
- de ne pas utiliser l'eau chaude du robinet pour la préparation des denrées alimentaires, une température élevée favorisant la migration des métaux dans l'eau.

Le Ministère indique également que les commerces ou entreprises alimentaires et les cantines ne doivent utiliser l'eau du robinet pour la fabrication des denrées alimentaires qu'après un écoulement prolongé correspondant à la contenance des canalisations du réseau intérieur de l'établissement.

Ces recommandations figuraient dans la circulaire du 5 février 2004 relative au contrôle des paramètres Pb, Ni et Cu dans les EDCH - Annexe 1.

Dans la circulaire du 21 septembre 2016 relative au dispositif de lutte contre le saturnisme infantile et de réduction des expositions au plomb, il est demandé aux ARS de réaliser des analyses complémentaires lorsqu'une analyse réalisée dans le cadre du contrôle sanitaire indique que la concentration en Pb dans l'EDCH est supérieure à 20 µg/L. Différentes recommandations peuvent être alors formulées à l'attention de la population en fonction des résultats obtenus (Figure 33).

Au Québec, lorsqu'une concentration au robinet comprise entre 2 et 10 µg/L est mesurée au robinet du consommateur après 5 min d'écoulement, la lettre accompagnant les résultats d'analyses précise, outre les préconisations indiquées ci-dessus (laisser couler l'eau avant consommation, utilisation d'eau froide), que le Pb n'est pas éliminé par ébullition et qu'il est recommandé d'enlever et nettoyer régulièrement l'aérateur (filtre) placé dans le bec du robinet (Ellis et Bolduc, MDDELCC, 2014).

Irish Water recommande également la consommation d'eau en bouteille pour les personnes sensibles, en particulier les enfants et femmes enceintes, en s'assurant cependant que l'eau destinée aux nourrissons soit pauvre en sodium (Irish Water, 2016).

⁴¹ <http://social-sante.gouv.fr/sante-et-environnement/batiments/article/recommandations-pour-la-prevention-de-l-exposition-au-plomb#eau>

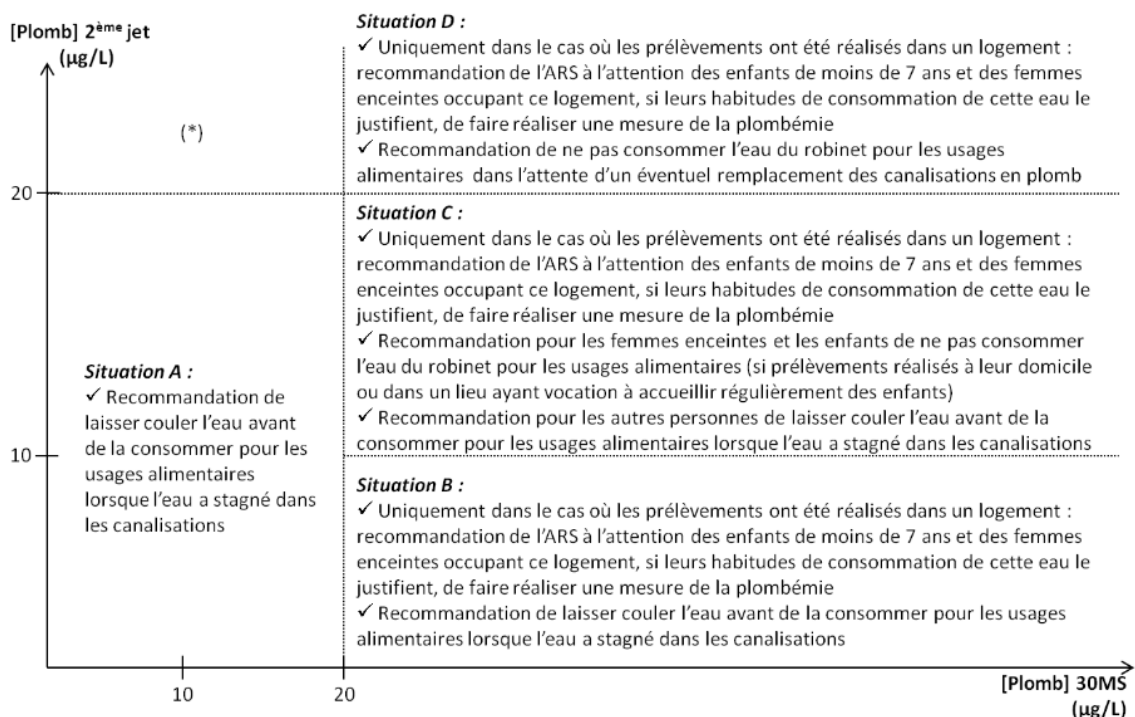


Figure 33 : Recommandations à l'attention de la population proposées dans la circulaire du 16/09/2016 en cas de présence de plomb dans l'eau du robinet.

Mise en œuvre

Ces campagnes d'information voire de formation peuvent viser :

- la population générale,
- certaines catégories de population (femmes enceintes, couples avec enfants en bas-âge, enfants scolarisés, ...),
- les personnes vivant dans un logement comportant des canalisations en Pb.

L'information aux usagers se traduit par la diffusion de messages

- non ciblés *via* les sites internet des autorités sanitaires, la fiche d'information annuelle de la qualité de l'eau adressée aux abonnés lors de la transmission de la facture d'eau ;
- ciblés *via* l'envoi de courriers en cas de non-conformités détectées au robinet.

Efficacité

L'adoption du comportement attendu dépendra de différentes étapes qui sont synthétisées dans la Figure 34. Pour observer un changement de comportement, deux étapes intermédiaires sont à considérer : la personne devra avoir été informée et être « bien intentionnée » par rapport à l'action qu'on lui demande d'entreprendre.

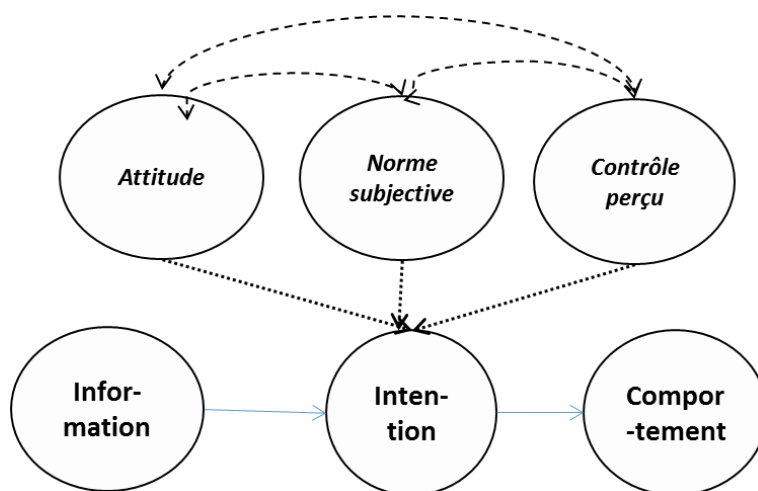


Figure 34 : Les différentes étapes de l'adoption (d'après Ajzen, 1991)

La première étape renvoie aux modalités de communication utilisées. De manière générique, la qualité de réception du message dépendra de 5 paramètres qui peuvent être repris des « 5 W » de Harold Dwight Lasswell : qui ? dit quoi ? par quel canal (personnel ou impersonnel) ? à qui ? et avec quel effet ?

L'efficacité va donc dépendre :

- des émetteurs de la communication : « qui communique ? »,
- des récepteurs du message : « à qui ? »,
- de l'objectif recherché : « avec quel effet attendu ? » (Ici adopter les consignes concernant l'utilisation de l'eau),
- du message en soi : « dit quoi ? » (le message doit apporter une information utile et simple),
- des modalités de communication : « par quel canal ? » (La communication peut être faite de manière impersonnelle ou personnalisée. Elle peut être ciblée sur la population concernée ou générique).

La deuxième étape précise que la communication en soi ne suffit pas, et qu'il est important que la personne soit « bien intentionnée » vis-à-vis de ce qui lui est demandé de faire. Cette intention peut être décomposée en trois éléments : l'attitude, à savoir « la disposition intérieure orientée de manière plus ou moins favorable envers le comportement en question » (Barbier 2013) ; la norme subjective ressentie, ainsi « plus [un individu] pense que les autres, et tout particulièrement ceux qui comptent pour lui, attendent qu'il adopte ce nouveau comportement, plus son intention de s'y conformer en sera renforcée » (Barbier, 2013) ; et le contrôle comportemental à savoir la perception du niveau de difficulté à mettre en œuvre ce comportement.

La troisième étape est la mise en œuvre du comportement en soi. En effet, même bien informé et bien intentionné, il n'est pas garanti que l'individu agisse systématiquement.

En termes d'efficacité ainsi, il peut être identifié des facteurs qui contribuent à augmenter l'efficacité des interventions (Snyder et Lacroix, 2012) : l'ajout de mesures coercitives, la présentation d'informations nouvelles, le ciblage des populations, la distribution d'objet lorsque le comportement préconisé implique que la population utilise un objet spécifique (ex. : préservatifs;

casques de vélo). En effet, les analyses des campagnes de communication « de masse » conduites aux États-Unis montrent des taux de modification des comportements très faibles.

Ainsi, dans une méta-analyse incluant 48 études sur les effets sur le changement de comportement des campagnes de communication sur la santé aux États-Unis, Snyder *et al.* (2004) montrent que parmi les études décrivant un pourcentage de la population changeant de comportement, le changement de comportement moyen est constaté pour 8 % de la population exposée à la campagne. Snyder et Lacroix (2012), dans une revue de 32 méta-analyses, principalement basées sur des études réalisées aux États-Unis, analysent les effets des interventions en santé publique des campagnes de communication multimédia (TV, radio, journaux, etc.); elle n'inclut aucune étude sur l'hygiène domestique ou sur la prévention des risques alimentaires. Ils montrent qu'en moyenne, pour les campagnes s'adressant aux adultes, le changement de comportement est d'environ 9 % de la population exposée à la campagne. Ce pourcentage varie de 3 % à 20 % selon le thème de l'intervention.

Coût

Le coût associé va dépendre de l'ampleur de ces campagnes.

Les données relatives aux coûts des interventions, que ce soit une campagne de communication multimédia ou une campagne ciblée via les professionnels de santé sont limitées. Les coûts des campagnes varient en fonction de multiples critères (objectif, cible, stratégie média retenue, répétition). Des ordres de grandeur ont pu être déterminés à partir d'informations fournies par l'Institut national de prévention et d'éducation pour la santé (INPES) dans la saisine 2012-SA-0118. Le coût d'une campagne de communication multimédia pour le grand public (par exemple sur des repères nutritionnels) est de l'ordre de 3 à 5 millions pour 3 semaines. Si cette campagne est répétée sur 3 années, le coût total est alors de 9 à 15 millions d'euros.

Le coût d'une information ciblée dépendra de la cible visée et des modalités de communication choisies : rédaction et envoi d'une lettre à destination des populations concernées, information en face-à-face, formation de la population ou des scolaires, etc.

Coût lié à l'écoulement de l'EDCH avant consommation par l'utilisateur

Le coût de l'écoulement de l'eau par l'utilisateur dépend du prix fixé dans son UDI (en moyenne en France de l'ordre de 3,5 euros le mètre cube), de la manière de le facturer (dans certains immeubles l'absence de compteurs individuels conduit à appliquer des proratas pour répartir la facture collective) et du comportement de l'utilisateur. En effet, si celui-ci est en mesure de réutiliser l'eau « perdue » ou d'utiliser les premiers jets pour d'autres usages (tirer les chasses d'eau, prendre des douches, stocker l'eau n'ayant pas stagné pour une utilisation le matin), l'impact sur la facture peut être nul.

6.3 Synthèse des coûts associés aux différentes stratégies de gestion des expositions au plomb d'origine hydrique

Les coûts associés aux différentes stratégies de gestion des expositions au Pb d'origine hydrique dépendent de la situation à laquelle le gestionnaire d'eau potable fait face. D'où l'importance de faire au préalable un diagnostic de la situation. Il permet ainsi d'estimer l'ampleur du problème à traiter mais aussi les solutions à proposer : imposer ou proposer aux usagers/propriétaires concernés par un dépassement de la limite de qualité aura en effet plus d'impact qu'un message non ciblé diffusé à l'ensemble d'une population.

Ce diagnostic peut être plus ou moins généralisé :

- réalisé au niveau d'un point d'eau utilisé pour la boisson dans chaque logement ;

- ciblé sur les cas à risque (ancienneté de l'habitat, ...).

Il est alors nécessaire d'estimer son coût associé et le taux estimé de faux positifs ou faux négatifs ainsi que d'erreurs analytiques

Ce diagnostic peut également aider à mieux cibler les populations concernées, ce qui permet d'atteindre l'objectif à moindre coût. Les coûts de ce ciblage doivent cependant être pris en compte.

Le Tableau 33 présente une synthèse des différentes actions élémentaires permettant de réduire les expositions de la population au Pb d'origine hydrique et de leurs coûts associés.

Aucune analyse coût-efficacité n'a été conduite à notre connaissance concernant le sujet de la réduction de l'exposition au Pb d'origine hydrique de la population. Cependant, Pfadenhauer *et al.* (2016) ont réalisé une revue de la littérature afin d'évaluer l'efficacité des différentes mesures mises en place pour réduire la plombémie et les effets associés chez les enfants, les femmes enceintes et la population générale. D'après l'article, les campagnes d'information semblent ne pas donner les résultats escomptés alors que les actions menées sur la distribution d'EDCH (ajout d'OP, remplacement de canalisations) seraient plus prometteuses. Cependant, les études de cas recensées sont très limitées et présentent souvent des problèmes de validité interne (nombre de personnes faisant l'objet d'étude, perte dans le suivi, *etc*) ou externe (représentativité de l'échantillon par rapport à la population)⁴². La combinaison d'actions et le ciblage de multiples contextes (environnement familial et scolaire par exemple) auraient un plus fort impact que les mesures qui se concentrent sur une seule approche.

Notons également l'évaluation réalisée par l'entreprise de distribution d'eau Irish Water qui a procédé à une analyse multi-critères des différentes options envisageables pour réduire la concentration en Pb dans l'EDCH (Figure 35).

L'ensemble de ces stratégies font l'objet d'une analyse portant sur l'étude de l'efficacité ou le classement d'options élémentaires permettant de réduire la concentration en plomb dans l'EDCH. Certaines de ces mesures élémentaires n'atteignent pas à elles seules l'objectif fixé (Tableau 33) et peuvent alors être considérées comme non pertinentes par rapport à l'objectif. Au lieu de les exclure d'emblée, il est préférable de réfléchir à les combiner entre elles pour comparer le coût des solutions (actions élémentaires ou combinées) qui permettent d'atteindre l'objectif.

⁴² Par conséquent une méta-analyse sur les facteurs de coûts et d'efficacité risque de ne pas donner des résultats précis, ni représentatifs.

		Mitigation Options						Irish Water Weighting
		Replacement of Public Side Lead Service Pipe	Replacement of Public & Private Side Lead Pipes	Rehabilitation of Public Lead Pipework using lining technology	Point of Use (POU) filters	Water Chemistry Optimisation - pH Control only	Corrective Water Treatment - Orthophosphate Treatment & pH Control	
Assessment Criteria	Complexity of Installation	1	0	1	0	1	1	2
	Complexity of Operation	2	2	2	0	1	1	2
	Time to achieve supply zone wide compliance	0	0	1	2	0	2	4
	Availability of Appropriate Standards	2	2	0	1	2	2	3
	Large Scale Adoption by other Water Utilities	2	0	0	0	0	2	4
	Level of Compliance Expected	0	2	0	1	0	2	5
	Compliance Reliability	0	2	0	0	0	2	5
	Capital Cost	0	0	1	1	2	1	3
	Operation and Maintenance Costs	2	2	2	0	1	1	3
	Total Score	26	46	19	24	19	62	
Ranking	3	2	5	4	5	1		

2	Performs very well against this criteria relative to other options in this table
1	Performs moderately against this criteria relative to other options in this table
0	Performs poorly against this criteria relative to other options in this table

Figure 35 : Classement des options permettant de diminuer la concentration en plomb dans l'EDCH (Irish Water, 2016)

Tableau 33 : Synthèse des actions individuelles et collectives permettant la réduction de l'exposition au plomb d'origine hydrique et des coûts associés

	Modification des pratiques	Consommation d'eau conditionnée	Traitement de l'EDCH à domicile	Remplacement/ réhabilitation des canalisations	Traitement de l'EDCH avant distribution			
					Traitement aux OP	Neutralisation	Reminéralisation	Décarbonatation
Atteinte de l'objectif	Dépend des types d'eau, de sa température, du temps de stagnation et du temps écoulé avant prélèvement de l'eau consommée Risque de non respect de la consigne	100 % Sauf si rupture d'approvisionnement en eau conditionnée	Dépend de la capacité/composition du filtre, de la qualité de l'eau à filtrer, de l'entretien du filtre	Ne permettrait d'atteindre 100 % qu'avec la certitude de l'absence de Pb dans tous les éléments constituant le réseau	Dépend des caractéristiques de l'eau Réduit les concentrations en Pb, sans garantir au robinet une concentration < à 10 µg/L en tout point et de manière continue.	Dépend des caractéristiques de l'eau, Le respect du 10 µg/L dépendra du temps de contact et de la longueur des canalisations en Pb	Dépend des caractéristiques de l'eau Le respect du 10 µg/L dépendra du temps de contact et de la longueur des canalisations en Pb	Dépend des caractéristiques de l'eau Le respect du 10 µg/L dépendra du temps de contact et de la longueur des canalisations en Pb
Coûts supportés par les acteurs concernés	<i>Pour l'utilisateur :</i> Eau payée mais non consommée <i>Pour les autorités sanitaires :</i> Coût de mise en place des procédures d'information	<i>Pour l'utilisateur :</i> Achat d'eau en bouteille+ coûts afférents (temps + transport)	<i>Pour l'utilisateur :</i> Achat des dispositifs, entretien	<i>Pour le propriétaire :</i> Coût du matériel et des travaux (différent si pavillon rural/urbain ou appartement)	<i>Pour la PRPDE :</i> Coût du réactif et des installations (cf 5.7) <i>Pour le responsable du traitement des eaux usées :</i> Coût lié au traitement du P supplémentaire dans les eaux usées Coût lié à l'extension du périmètre d'épandage des	<i>Pour la PRPDE :</i> Coût d'installation et d'exploitation dépend du débit d'eau à traiter (cf 6.2)	<i>Pour la PRPDE :</i> Coût d'installation et d'exploitation dépend du débit d'eau à traiter (cf 6.2)	<i>Pour la PRPDE :</i> Coût d'installation et d'exploitation dépend du débit d'eau à traiter (cf 6.2)

	Modification des pratiques	Consommation d'eau conditionnée	Traitement de l'EDCH à domicile	Remplacement/ réhabilitation des canalisations	Traitement de l'EDCH avant distribution			
					Traitement aux OP	Neutralisation	Reminéralisation	Décarbonatation
					boues si augmentation de la teneur en P			
Coût de santé		Risques liés à la consommation d'eau conditionnée stockée dans de mauvaises conditions ?	Risques de développement microbien si mauvaises pratiques de l'utilisateur ? Migration de composés indésirables ?	Impacts éventuels des nouveaux matériaux utilisés dans les réseaux publics et privés (migration de composés indésirables)	Reste à mieux déterminer			
Coût environnemental	Supplément d'eau consommée et d'énergie	Utilisation de conditionnements et de leur transport	Fabrication du filtre, son transport et son entretien, déchets	Remplacement plus précoce de canalisations en bon état Pollutions éventuelles liées au recyclage des canalisations en Pb	Risques d'eutrophisation des cours d'eau : dépendra du milieu récepteur Epuisement des ressources en phosphates	Consommation d'énergie Extraction de matériaux	Consommation d'énergie	Consommation d'énergie Évacuation des dépôts de calcaire
Autres inconvénients	Davantage de contraintes pour l'usager	Stockage		Gênes occasionnées par les travaux				
Avantages		Pas de traitement de l'eau		Réduction des fuites sur les réseaux d'eau Réduction de la concentration en Pb dans les eaux usées	Réduction de la corrosion du Cu et du Fe Réduction de la concentration en Pb dans les eaux usées	Réduction de la corrosion du Cu et du Fe	Réduction de la corrosion du Cu et du Fe	

	Modification des pratiques	Consommation d'eau conditionnée	Traitement de l'EDCH à domicile	Remplacement/ réhabilitation des canalisations	Traitement de l'EDCH avant distribution			
					Traitement aux OP	Neutralisation	Reminéralisation	Décarbonatation
				Amélioration de la connaissance patrimoniale du réseau				

6.4 Conclusion du GT relative à la démarche d'analyse économique

Différentes options sont envisageables pour limiter l'exposition de la population au Pb :

- Le traitement de l'EDCH, adapté en fonction de la qualité initiale de l'eau,
- Le remplacement ou la réhabilitation des branchements et canalisations en Pb,
- La diffusion de recommandations auprès de la population.

Afin de réaliser un exercice de hiérarchisation de ces alternatives, plusieurs outils d'évaluation économique sont disponibles à l'image de l'analyse coût-efficacité ou de l'analyse coût-bénéfice. L'analyse coût-efficacité permet de comparer des options entre elles, en indiquant la plus apte à atteindre un objectif fixé (non critiqué) au moindre coût (Görlach, *et al.*, 2005). L'analyse coût-bénéfice quant à elle permet de prendre en considération simultanément un grand nombre de paramètres (l'environnement, la santé...) qui nécessitent une quantification des impacts et leur monétarisation. Dans ce cadre le GT estime que le recours à l'analyse coût-efficacité est à privilégier du fait d'une mise en place plus simple.

Cette analyse doit être réalisée en prenant en compte différents scénarios, combinant une ou plusieurs actions. En effet, une combinaison de plusieurs mesures est souvent nécessaire pour atteindre l'objectif fixé.

Le GT n'a pas réalisé d'analyse coût-efficacité sur l'ensemble des stratégies, cet exercice dépassant ses compétences et prérogatives. Toutefois, des niveaux d'efficacité ont été indiqués et les principaux postes de coûts associés aux différentes stratégies ont été recensés.

Il apparaît difficile d'estimer l'ensemble des coûts impliqués dans les différentes options. Ainsi, le coût de traitement des eaux usées lorsque ces dernières contiennent des OP ajoutés à la source pour lutter contre le Pb hydrique est difficile à isoler du coût de traitement supporté pour traiter les autres origines de la pollution. Estimer l'ensemble des coûts induits par une mesure est donc souvent compliqué.

Il serait aussi important d'actualiser les coûts. En effet, les dépenses sont généralement réparties de manière temporelle et l'impact des mesures peut être plus ou moins lointain (prise en compte du temps nécessaire pour que les actions soient efficaces). Dans ces conditions, ces sommes devraient être actualisées, en vue de pouvoir comparer objectivement les différentes options. Il apparaît alors opportun de suivre les recommandations réalisées à ce sujet par Quinet *et al.* (2013) dans le rapport « L'évaluation socio-économique des investissements publics ».

7 Conclusion et recommandations du groupe de travail

Les éléments réunis par le GT conduisent aux conclusions suivantes :

Concernant la contamination des EDCH par le plomb :

La contamination des eaux destinées à la consommation humaine par le plomb en France a pour origine les éléments constitutifs du réseau de distribution en plomb ou contenant du plomb. Il s'agit du branchement entre la canalisation principale et le compteur, et du réseau intérieur dont certains de ses accessoires de robinetterie.

Le remplacement ou la réhabilitation des branchements en plomb ont été entrepris depuis plus d'une décennie, notamment en Île-de-France. Même si des données transmises par quelques opérateurs indiquent des taux de remplacement souvent importants, le GT n'a cependant pas pu obtenir de données exhaustives concernant le taux effectif de ces travaux au niveau national.

Si le remplacement/réhabilitation des branchements a pu être entrepris par des PRPDE (sans que le taux effectif national soit disponible), le remplacement des canalisations en Pb dans les parties privatives est laissé à l'initiative des propriétaires. Même si des aides existent auprès de l'ANAH, aucune campagne nationale d'incitation d'ampleur n'a été réalisée permettant de réduire les risques d'exposition des populations concernées.

Concernant l'état de la contamination des EDCH par le plomb en France et notamment le nombre de dépassements de la limite de qualité fixée à 10 µg/L au point d'usage :

- Après exploitation des données extraites de la base SISE-Eaux avec une méthodologie mise en place par le GT, il est possible de constater, pour l'année 2015 que, au sein des UDI
 - 59 % des échantillons présentaient un résultat d'analyse du Pb inférieur à la limite de quantification des laboratoires agréés (limite de quantification maximale autorisée de 5 µg/L) ;
 - le taux de non-conformités au niveau national était de 3,9 % en UDI.
- Toutefois, ces résultats sont à interpréter avec prudence compte tenu des limites associées aux données. Le GT considère en effet que les données disponibles à partir du contrôle sanitaire ne permettent pas d'obtenir une vision précise et exhaustive de l'état de la contamination des EDCH par le Pb au niveau national ni de son évolution ces 15 dernières années car :
 - L'ampleur de la contamination par certains métaux comme le plomb dans les EDCH est à la fois liée aux caractéristiques chimiques de l'eau distribuée dans l'unité de distribution et à celles de la structure et des matériaux du réseau du site de prélèvement (linéaire de canalisation en plomb, nombre de soudures plomb/étain, présence de phénomènes de couplages galvaniques...). Il existe au sein des UDI des bâtis significativement plus contaminés et non représentatifs de la situation globale de l'UDI.
 - Dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux, les prélèvements sont très souvent réalisés dans des bâtiments publics (mairies, crèches, écoles) en raison de leur facilité d'accès en journée. Ces bâtiments recevant du public peuvent avoir été préférentiellement rénovés avec remplacement des canalisations en Pb par rapport

à des lieux privés et ne sont donc pas représentatifs des logements. Ceci n'est pas renseigné dans la base de données.

- Concernant l'étude des évolutions temporelles de la concentration en Pb :
 - Les prélèvements ne sont pas systématiquement réalisés aux mêmes points d'usage ce qui introduit un facteur de variabilité supplémentaire.
 - Des évolutions ont eu lieu concernant aussi bien le remplacement et la réhabilitation des branchements en plomb que la qualité chimique des EDCH produites suite à des modifications de traitements au sein des filières de potabilisation. Ces informations ne sont pas associées aux résultats d'analyse de la concentration en Pb dans la base de données.

Les facteurs prédictifs du relargage de Pb dans l'EDCH et d'exposition des populations étaient déjà identifiés dans les années 1990 : les caractéristiques physico-chimiques de l'eau distribuée, la structure du réseau de distribution, la présence de courants galvaniques, l'ancienneté du bâti, la zone géographique du bâti, les habitudes de consommation de l'eau.

Une plombémie critique de 15 µg/L a été déterminée par l'Anses en 2013, cette valeur étant « associée à une augmentation de 10 % de la prévalence de la maladie rénale chronique » et pouvant être « considérée comme protectrice vis-à-vis des effets sur le système nerveux central chez les enfants », qui constituent la population la plus sensible. Néanmoins, les travaux récents sur le sujet indiquent que le Pb peut être considéré comme un toxique à effet sans seuil (US EPA, 2013 ; HCSP, 2014).

La contribution de l'EDCH à l'exposition au plomb a été estimée entre 2 % et environ 40 %, selon les études françaises identifiées ayant porté sur différentes tranches d'âge.

Concernant le traitement des EDCH par des orthophosphates et ses différents impacts :

Dans certains pays européens ou en Amérique du Nord, le traitement des eaux par des sels de phosphore est appliqué, en particulier pour lutter contre la corrosion du fer ou du plomb. À la connaissance du GT, ce type de traitement a été mis en œuvre en France uniquement dans la région Île-de-France, à partir de 2003-2004. Il est toujours appliqué dans le réseau parisien tandis qu'il a été interrompu le 25 décembre 2013 dans les réseaux gérés par le SEDIF ainsi que par Veolia Eau (quelques communes concernées dans le département 77) conformément aux autorisations obtenues.

Les données issues de la littérature, des essais sur réseaux expérimentaux et des cas d'application sur des réseaux franciliens du traitement des EDCH par des orthophosphates permettent de conclure globalement à une réduction des relargages de métaux dans les EDCH à partir des contacts avec les matériaux. Ces conclusions avaient déjà été présentées au CSHPF et à l'Afssa en 2006 à l'issue des périodes d'essais autorisées sur ces réseaux. Depuis lors, les données ne sont pas suffisantes ou assez robustes au regard des raisons déjà évoquées ci-avant, pour fournir une information fiable de l'efficacité du traitement aux orthophosphates au regard de la valeur limite de 10 µg/L en plomb à garantir à tous les points d'usage.

Le GT rappelle que l'Afssa, dans son avis datant du 15 février 2007, attirait l'attention « sur le fait que la mise en place de traitement de phosphatation de l'eau ne constitue qu'une étape transitoire pour ramener les teneurs en plomb de l'eau au robinet du consommateur sous 25 µg/L mais qu'elle ne saurait se prolonger au-delà de 2013, date à laquelle la limite de 10 µg/L ne pourra être respectée que par le remplacement de ces canalisations en plomb dans les réseaux publics et privés ».

S'agissant des paramètres physico-chimiques autres que les métaux, aucun élément ne permet de conclure à une influence de l'ajout d'OP.

S'agissant des paramètres microbiologiques, certains essais menés en laboratoire ou sur des réseaux pilotes concluent à une influence sur la biomasse (impact sur la diversité et la densité bactériennes) sans que cela ne se traduise par un impact significatif sur la qualité de l'eau en réseaux. Une attention doit être portée sur le paramètre légionelles dans les réseaux intérieurs et sur les indicateurs de qualité microbiologique lorsque l'eau contient un potentiel élevé de carbone organique dissous bioassimilable.

Après analyse des données du contrôle sanitaire relative à la qualité de l'eau distribuée dans les réseaux de Paris et du SEDIF, le GT constate

- aucune différence significative du pourcentage de non-conformités pour le paramètre plomb dans la zone du réseau alimentée par le SEDIF, entre les périodes avec traitement aux orthophosphates et après arrêt du traitement. Le faible nombre d'échantillons influence ce traitement statistique. Une baisse significative de ce pourcentage est constatée dans le réseau alimenté par Eau de Paris qui n'a pas arrêté le traitement aux OP ;
- l'exploitation des données relatives aux métaux s'avère difficile notamment en raison de l'absence de données disponibles pour la période 2000-2003 à Paris, des stratégies d'échantillonnage mises en œuvre, du manque d'information sur la présence de canalisation en plomb ;
- une légère augmentation du nombre de non-conformités à Paris pour les paramètres microbiologiques (coliformes et entérocoques) ainsi que des dénombrements de bactéries aérobies revivifiables dans les réseaux de Paris et du SEDIF ouest et sud après mise en oeuvre du traitement aux OP ;
- une diminution du nombre de non-conformités des paramètres microbiologiques entre la période pendant traitement et celle après le 25 décembre 2013, que le traitement ait été poursuivi ou non ;
- qu'il n'est pas possible de statuer sur la responsabilité du traitement aux OP sur les résultats obtenus. Différents facteurs comme le remplacement des branchements et canalisations, et l'amélioration des traitements de l'eau peuvent expliquer les tendances observées.

Concernant l'impact sur l'environnement, l'ajout de phosphore dans les EDCH conduit à un accroissement théorique de 3 à 4 % de la charge en P dans les eaux usées domestiques. Les traitements appliqués au sein des stations de traitement des eaux usées (STEU) peuvent traiter cette charge avec un surcoût de réactifs. Lorsque la STEU est équipée d'une précipitation physico-chimique du P, une augmentation de l'ordre de 10 % de la quantité de réactif injecté permet théoriquement de maintenir le niveau de rejet initial. En l'absence de traitement spécifique, cet ajout de phosphore conduit à un accroissement de l'ordre de 6 à 7 % de la charge de phosphore rejetée par la station. L'estimation de l'impact sur l'environnement d'un rejet supplémentaire de phosphates lié au traitement des EDCH par l'acide phosphorique est difficile à quantifier et passe par des tentatives de modélisation des phénomènes d'eutrophisation. L'impact environnemental sera d'autant plus significatif dans les milieux oligotrophes plus fragiles car à faible teneur en P.

Le GT ne dispose pas de données issues d'études spécifiques ou du contrôle sanitaire des eaux permettant de conclure sur les conséquences détaillées de l'arrêt du traitement. Le GT estime cependant que le relargage de plomb ou de cuivre devrait reprendre sa dynamique antérieure assez rapidement. Pour les autres paramètres chimiques ou microbiologiques, le retour d'expérience du SEDIF ayant arrêté le traitement à la date du 25 décembre 2013, sans phase de décroissance de la concentration en orthophosphates, ne signale pas d'élément de dégradation de la qualité des eaux distribuées.

Enfin, les éléments à disposition du GT ne permettent pas de déterminer l'ampleur de l'impact du traitement aux orthophosphates sur la réduction des expositions au Pb et autres métaux issus des canalisations.

Le GT rappelle qu'une politique de réduction des expositions au plomb au plus faible niveau possible est préconisée par le Haut Conseil de santé publique pour tenir compte des effets toxiques jugés sans seuil de ce métal (HCSP, 2014).

Même si le traitement aux orthophosphates ne permet pas de respecter en permanence et à tous les points d'usage la limite de qualité du plomb dans les EDCH, il contribue à diminuer les phénomènes de relargage et constitue un moyen permettant de réduire l'exposition de la population, en particulier dans les UDI :

- pour lesquelles les réseaux de distribution comportent encore un nombre de branchements publics et canalisations intérieures en Pb significatifs,
- qui sont alimentées par une EDCH présentant un potentiel de dissolution du plomb élevé,
- qui alimentent une population au sein de laquelle des cas de saturnisme ont pu être détectés et dont l'origine, ou une contribution significative, puissent être attribuées à l'EDCH.

Néanmoins, compte tenu du manque d'information disponible et des questions soulevées dans le cadre de ces travaux, le GT émet les recommandations suivantes :

1. Concernant l'état de la contamination des EDCH par le plomb en France, il convient de :

- 1.1. Recenser les données sur le remplacement/réhabilitation des branchements publics en plomb afin de réaliser un bilan et un suivi réguliers au niveau national et départemental.
- 1.2. Recenser ou générer les informations sur la présence effective de canalisations en Pb dans les réseaux intérieurs du domaine privé et leur substitution.
- 1.3. Recenser les usines de potabilisation mettant en œuvre des traitements de neutralisation, reminéralisation ou décarbonatation destinés à réduire les phénomènes de dissolution du plomb en réseaux et évaluer les impacts en matière de réduction des risques d'exposition au Pb pour les populations concernées.
- 1.4. Améliorer la stratégie d'échantillonnage mise en place dans le cadre du contrôle sanitaire des EDCH aux points d'usage pour le Pb et les autres paramètres influencés par les réseaux intérieurs. Celle-ci doit notamment prendre en compte la présence réelle de plomb dans le réseau échantillonné. Pour réaliser un suivi temporel de l'évolution de ces paramètres, il est nécessaire de ne pas changer la situation des sites de prélèvements tout en évitant l'exposition des personnes.
- 1.5. Accompagner les résultats présentés dans la base de données SISE-Eaux de toutes les informations précisant les caractéristiques des sites prélevés (lieu public /centre bourg, fin de réseau, présence de plomb, linéaire ...).
- 1.6. En complément du cas du Pb, réaliser une évaluation précise des variabilités spatiales et temporelles, aux points d'usage, des paramètres site-dépendants comme les métaux ou les paramètres microbiologiques, afin de disposer de données plus représentatives de la diversité des caractéristiques des réseaux.

2. Concernant la mise en œuvre de traitements aux orthophosphates :

- 2.1. Avant la mise en œuvre de traitements aux OP au sein de filières de potabilisation, il conviendrait, afin de faire progresser la connaissance sur l'efficacité et l'innocuité de ce type de traitement, de mener des études visant à évaluer précisément les impacts du traitement pour différents types d'eaux et de réseaux de distribution, en s'appuyant notamment sur un protocole d'échantillonnage pertinent. En particulier, le GT souligne :
- qu'il est nécessaire de mener des études complémentaires pour quantifier l'impact des OP sur la qualité microbiologique de l'eau, en particulier sur le risque « légionelles », pour différents types d'eaux présentant notamment des valeurs différentes de CODB.
 - qu'il importe d'évaluer les impacts des rejets de phosphore supplémentaires, notamment dans le cas des stations de traitement des eaux usées sans traitement physico-chimique du phosphore et dans le cas des milieux récepteurs oligotrophes.
 - qu'un suivi de la plombémie des populations dans les zones concernées permettrait d'évaluer l'impact sanitaire du traitement aux OP en situation réelle et mieux détecter l'effet sur la plombémie liée aux expositions hydriques.
 - que la mesure précise des impacts de l'arrêt du traitement aux OP sur la qualité de l'eau en distribution, ne peut être réalisée que sur un réseau traité pendant une longue période.

3. Concernant l'exposition de la population au plomb et les stratégies pour la réduire, il convient de :

- 3.1. Actualiser les données afin de mieux caractériser la part de l'exposition au plomb attribuable à l'EDCH dans les cas de saturnisme.
- 3.2. Développer une politique de substitution des canalisations en plomb dans les parties privatives des réseaux d'EDCH en respectant les bonnes pratiques relatives aux interventions sur les conduites, décrites notamment dans la norme NF DTU 60.1.
- 3.3. Intégrer le diagnostic des canalisations d'EDCH dans le constat de risque d'exposition au plomb, réalisé à l'occasion d'une cession d'un bien immobilier, afin d'éclairer l'acheteur et les futurs occupants sur la présence de ce risque. Le CES rappelle que la norme NFP41-021 définit la méthodologie du repérage du Pb dans les réseaux intérieurs de distribution d'EDCH.
- 3.4. Parallèlement, renforcer l'information auprès des professionnels et des usagers, en particulier vivant dans des logements anciens, en leur rappelant :
- les risques de diffusion de Pb dans l'EDCH liés aux manipulations des canalisations en plomb et aux mauvaises pratiques de remplacement/réhabilitation.
 - la nécessité
 - d'une part de renouveler l'eau dans une canalisation (en plomb ou contenant du plomb), en particulier après un temps de stagnation

dans le réseau important, avant de la prélever pour les usages de boisson ou la cuisson des aliments. Il serait intéressant d'étudier l'évolution de la concentration en Pb dans l'eau en fonction du temps d'écoulement sur différents types de réseaux intérieurs. Il convient également de veiller à ce que les recommandations n'engendrent pas de coûts supplémentaires pour les usagers, en particulier pour les personnes défavorisées. L'eau soutirée peut ainsi être utilisée pour des usages autres que la boisson afin d'éviter le gaspillage.

- d'autre part, de ne pas utiliser l'eau du circuit d'eau chaude sanitaire pour la boisson et la préparation des denrées alimentaires.
 - les risques liés à l'exposition au plomb. Une réflexion doit être menée par les acteurs concernés en vue de déterminer les messages et médias les plus pertinents permettant de sensibiliser les populations cibles, par exemple dans les carnets de santé.
- 3.5. À la condition de développer les actions permettant d'obtenir les données manquantes, réaliser une étude de hiérarchisation des moyens à mettre en œuvre pour réduire l'exposition des populations au Pb hydrique. Afin de réaliser cet exercice de hiérarchisation, plusieurs outils d'évaluation économique sont disponibles, à l'image de l'analyse coût-efficacité, plus simple à mettre en œuvre qu'une analyse coût-bénéfice.

8 Bibliographie

8.1 Publications

Afssa (2003). Avis du 10 décembre 2003 relatif au suivi de la mise en œuvre des traitements aux orthophosphates des eaux de distribution en région parisienne en vue de diminuer la concentration en Pb dans l'EDCH, révisé par l'avis du 15 février 2007. En ligne : www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2003sa0314b.pdf, consulté le 18/01/2016.

Afssa (2004). Évaluation des risques sanitaires liés au dépassement de la limite de qualité du plomb dans les eaux destinées à la consommation humaine. En ligne au www.anses.fr/fr/system/files/EAUX-Fi-PlombJuin04.pdf, consulté le 28/03/17.

AJZEN I. (1991) The theory of planned behavior. In *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50(2), p. 179-211.

Anses (2011). Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2). Tome 1-Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes. Rapport d'expertise collective (saisine 2006-SA-0361), 305 p. En ligne au www.anses.fr/fr/system/files/PASER2006sa0361Ra1.pdf, consulté le 28/03/17.

Anses (2013). Expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L (saisine 2011-SA-0219). Maisons-Alfort : Anses, 137 p. En ligne : www.anses.fr/fr/system/files/CHIM2011sa0219Ra.pdf, consulté le 28/03/17.

Anses (2014). Exposition agrégée au plomb : prise en compte des différentes voies d'exposition. Rapport d'appui scientifique et technique (appui à la saisine 2013-SA-0092). Maisons-Alfort : Anses, 111 p. En ligne : www.anses.fr/fr/system/files/AUT2013sa0092Ra.pdf, consulté le 07/04/16.

Anses (2016). Étude de l'alimentation totale infantile. Tome 2 – Partie 2 Composés inorganiques. Maisons-Alfort : Anses, 292 p. En ligne au : <https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2010SA0317Ra-Tome2-Part2.pdf>, consulté le 4 mai 2017.

APPENZELLER B.M.R., BATTÉ M., MATHIEU L., BLOCK J.C., LAHOSSINE V., CAVARD J. GATEL D. (2001). Effect of adding phosphate to drinking water on bacterial growth in slightly and highly corroded pipes. *Water Research*, vol. 35: p.1100-1105.

APPENZELLER B.M.R., DUVAL Y. B., THOMAS F., BLOCK J.C. (2002). Influence of phosphate on bacterial adhesion onto iron oxyhydroxide in drinking water. *Environmental Science and Technology*, vol.36 (4): p. 646-652.

APPENZELLER B.M.R., YANEZ C., JORAND F., BLOCK J.C. (2005). Advantage Provided by Iron for Escherichia coli Growth and Cultivability in Drinking Water. *Applied Environmental Microbiology*, vol. 71(9) : p.5621 – 5623.

ARS Île-de-France (2013). Contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine à Paris – Année 2013. En ligne : <http://www.paris.fr/viewmultimediacdocument?multimediacdocument-id=149264>, consulté le 07/04/2017.

Astee (2008). Maîtrise de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution. Tome 1 : nature et origine des problèmes de qualité.

Astee (2010). Maîtrise de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution. Tome 2 : exploitation et maintenance du réseau.

Astee (2010). Maîtrise de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution. Tome 3 : Surveillance de la qualité de l'eau.

ATSDR (2007). Toxicological profile for lead. US Department of health and human services. Public Health Service. Agence for Toxic Substances and Diseases Registry. En ligne : <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>, consulté le 24/05/17.

BARBIER R. (2013). Le consommateur d'eau : esquisse de portrait. Revue Sciences Eaux & Territoires 10, 28-35.

BARRAJ L., SCRAFFORD C., LANTZ J., DANIELS C., MIHLAN G. (2009). Within-day drinking water consumption patterns: results from a drinking water consumption survey. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, vol.19(4): p.382-395.

BATTE M., KOUDJONOU B., LAURENT P., MATHIEU L., COALLIER J., PREVOST M. (2003a). Biofilm responses to ageing and to a high phosphate load in a bench-scale drinking water system. Water Research, vol.37 : p.1351-1361.

BATTE M., MATHIEU L., LAURENT P., PREVOST M. (2003b). Influence of phosphate and disinfection on the composition of biofilms produced from drinking water, as measured by fluorescence in situ hybridization. Canadian Journal of Microbiology vol. 49 : p. 41-753.

BAXTER M.J., BURRELL J.A., CREWS H.M., SMITH A., MASSEY R.C. (1992). Lead contamination during domestic preparation and cooking of potatoes and leaching of bone-derived lead on roasting, marinating and boiling beef, Food Additives and Contaminants, vol. 9 (3) :p.225 – 235.

BECKER, A. (2002). The effect of corrosion inhibitors in drinking water installations of copper. Materials and Corrosion, vol. 53 : p. 560-567.

BERNARD S.M., MCGEEHIN M.A. (2003). Prevalence of blood lead levels ≥ 5 micro g/dL among US children 1 to 5 years of age and socioeconomic and demographic factors associated with blood of lead levels 5 to 10 micro g/dL, Third National Health and Nutrition Examination Survey, 1988-1994. Pediatrics, vol. 112 : p. 1308-1313.

BILLEN, G., GARNIER J., NÉMERY J., SEBILO M., SFERRATORE A., BARLES S., P. BENOIT, M. (2007) Nutrient transfers through the Seine river continuum: mechanisms and long term trends. The Science of the Total Environment, vol. 375: p. 80-97.

BILLEN G., GARNIER J., CUGIER P., THIEU V. (2007). Le traitement inhibitif du plomb par injection d'orthophosphates : modélisation de ses effets potentiels sur l'eutrophisation dans la Basse Seine et la Baie de Seine. Rapport non publié.

BIPE – FP2E (2015). Les services publics d'eau et d'assainissement en France. Données économiques, sociales et environnementales. 6^{ème} édition. En ligne : <http://www.fp2e.org/publication/etudes-et-informations/etude-bipe-2015>, consulté le 12/04/16.

BOFFARDI B.P., SHERBONDY A.M. (1991). Control of lead corrosion by chemical treatment. Corrosion, vol. 47(12) : p 966-975.

BOURGUET D., GUILLEMAUD T. (2016); The Hidden and External Costs of Pesticide Use. Sustainable Agriculture Review, vol.19 : p.35-120.

BRGM (2000). Le phosphore dans les eaux souterraines en France. Etat des connaissances. RP40857-FR, 62 p. En ligne : <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RR-40857-FR.pdf>, consulté le 23/03/2016.

- BROWN R.A., McTIGUE N.E., CORNWELL N. (2013). Strategies for assessing optimized corrosion control treatment of lead and copper. Journal - American Water Works Association. Vol 105 (5) : p.62-75.
- CARDEW P.T. (2009). Measuring the benefit of orthophosphate treatment on lead in drinking water. Journal of Water Health, vol. 7(1):p.123-131.
- CARTIER C., ARNOLD R.B., TRIANTAFYLLIDOU S., PRÉVOST M., EDWARDS M. (2012). Effect of Flow Rate and Lead/Copper Pipe Sequence on Lead Release from Service Lines. Water Research. Vol.46 (13) : p.4142-4152.
- CARTIER C., DORÉ E., LAROCHE L., NOUR S., EDWARDS M., PRÉVOST M. (2013). Impact of treatment on Pb release from full and partially replaced harvested Lead Service Lines (LSLs) Water Research, Vol.47(2) : p. 661–671.
- CAUDEVILLE J., BOUDET C., DENYS S., BONNARD R., GOVAERT G., CIOLELLA A. (2011). Caractérisation des inégalités environnementales en Picardie fondée sur l'utilisation couplée d'un modèle multimédia et d'un système d'information géographique. Environnement, Risques et Santé, vol. 10(6) : p.485-494.
- CHOPARD P., BOULANGER G., BOULAY J., DEFRETIN E., DUFRESNE N., LEBRUN A. (2009). Retours d'expériences sur la modernisation du parc en plomb, l'individualisation des abonnements, le relevé à distance des compteurs. TSM n°10, p 55-70.
- CHURCHILL D.M., MAVINIC D.S., NEDEN D.G., MACQUARRIE D.M. (2000). The effect of zinc orthophosphate and pH-alkalinity adjustment on metal levels leached into drinking water. Revue Canadienne de Génie Civil, vol.27(6) : p.33-43.
- Commission Européenne (2013). Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions. Communication consultative sur l'utilisation durable du phosphore. En ligne : <http://ec.europa.eu/environment/consultations/pdf/phosphorus/FR.pdf>, consulté le 07/04/17.
- COMBER S., CASSE F., BROWN B., MARTIN J., HILLIS P., GARDNER M. (2011). Phosphate treatment to reduce plumbosolvency of drinking water also reduces discharges of copper into environmental surface waters. Water and Environment Journal, vol. 25 : p. 266–270.
- COMBER S., GARDNER M., GEORGES K., BLACKWOOD D., GILMOUR D. (2012). Domestic Source of Phosphorus to Sewage Treatment Works, Environmental Technology, vol. 34(9-12): p.1349-1358.
- CRESPI S., FERRA J. (1997). Outbreak of Legionellosis in a tourist complex in Lanzarote concomitant with a treatment of the water system with megadoses of polyphosphates. Water Science and Technology, vol. 35 (11-12) : p.307-309.
- CSTB (2008). Procédés de traitement des eaux à l'intérieur des bâtiments. Eau froide et eau chaude sanitaires. Eaux de chauffage et de refroidissement. Guide pratique.90 p.
- DAMBRINE E., PARTY J.P., POLLIER B., NICOLAÏ M., PROBST A., ROZIN C., DUC M. (1999). Acidification des eaux de source et saturnisme dans le massif vosgien. Revue Forestière Française, vol. 2 : p. 173-183.
- DARTMANN J., ALEX, T., DORSH T., SCHEVALJE E., JOHANNSEN K. (2004) Influence of Decarbonisation and Phosphate Dosage on Copper Corrosion in Drinking Water Systems Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, vol. 32 (1) : p. 25–32.
- DESHOMMES E., ZHANG Y., GENDRON K., SAUVÉ S., EDWARDS M., NOUR S. PRÉVOST M. (2010). Lead removal from tap water using POU devices. Journal of American Water Works Association, vol.12(10) : p. 91-105.

DESHOMMES E., PRÉVOST M., LEVALLOIS P., LEMIEUX F., NOUR S. (2013). Application of lead monitoring results to predict 0-7 year old children's exposure at the tap. *Water Research*, vol. 47(7): p.2409-2420.

DEGREMONT (2016). Mémento Technique de l'Eau (version digitale). En ligne : www.suezwaterhandbook.fr/, consulté le 23/03/17.

DGS - Direction générale de la santé (2017). Eau et plomb. En ligne : <http://social-sante.gouv.fr/sante-et-environnement/eaux/article/eau-et-plomb>, consulté le 17/03/17.

DGS (2006). Bilan national relatif au potentiel de dissolution du plomb dans les eaux destinées à la consommation humaine.

DHINGRA R., SULLIVAN L.M., FOX C.S., WANG T.J., D'AGOSTINO R.S., GAZIANO J.M. *et al.* (2007). Relations of serum phosphorus and calcium levels to the incidence of cardiovascular disease in the community. *Archives of Internal Medicine*. Vol.167: p.879–885.

DIXON S.L., GAITENS J.M., JACOBS D.E., STRAUSS W., NAGARAJA J., PIVETZ T. (2009). Exposure of U.S. children to residential dust lead, 1999-2004: II. The contribution of lead-contaminated dust to children's blood lead levels. *Environmental Health Perspective*, vol.117(3) : p. 468-474.

DODDS W.K., BUSKA W.W., EITZMANN J.L., PILGER T.J., PITTS K.L., RILEY A.J. *et al.* (2009). Eutrophication of U.S. freshwaters : Analysis of potential economic damages. *Environmental Science and Technology*, vol. 43 : p. 12-19.

DODRILL D.M., EDWARDS M. (1995). Corrosion Control on the Basis of Utility Experience. *Journal - American Water Works Association* vol.87(7) : 74-85.

DOUARD P., LEBENTAL B. (2013). Plomb et qualité de l'eau potable. Analyse et évaluation de l'efficacité des actions engagées pour respecter la future limite de qualité de 10 µg/L de plomb dans l'eau du robinet et propositions d'actions. Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable, N° 008435-01, Paris. En ligne : http://cgedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/cgedd/008435-01_rapport.pdf, consulté le 08/04/16.

DUBIEL M., HSU C.H., CHIEN C.C., MANSFELD F. (2002). Microbial Iron Respiration Can Protect Steel from Corrosion. *Applied and Environmental microbiology*, p. 1440–1445.

DWI (2000). Determination of requirements to meet new lead standards. *Information letter* 12/2000.

DWI (2001). Further guidance on requirements to meet new lead standards. *Information letter* 3/2001. En ligne : http://www.dwi.gov.uk/stakeholders/information-letters/2001/03_2001.pdf, consulté le 20/05/2015.

Eau de Paris (2005). Traitement à l'acide orthophosphorique des eaux alimentant le réseau de distribution parisien: bilan des différentes études après une année de traitement. Rapport non publié, 53 p.

Eau de Paris (2013). Bilan de l'utilisation d'orthophosphates dans le réseau parisien. Rapport non publié, 33 p.

EDWARDS M., MCNEILL L.S. (2002). Effect of phosphate inhibitors on lead release from pipes. *Journal - American Water Works Association*, vol.94 (1) : p.79.

EDWARDS M., DUDI A. (2004). Role of chlorine and chloramines in corrosion of lead-bearing plumbing materials. *Journal of American Water Works Association*, vol.96 : p.69-81.

EDWARDS M., TRIANTAFYLIDOU S., BEST D. (2009). Elevated blood lead in young children due to lead-contaminated drinking water: Washington, DC, 2001-2004. *Environmental Science and Technology*, vol. 43(5) : p.1618-1623.

EFSA. (2010). Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal* vol. 8 (4). En ligne : www.efsa.europa.eu/fr/scdocs/doc/1570.pdf, consulté le 28/03/17.

EFSA. (2013). Assessment of one published review on health risks associated with phosphate additives in food. *EFSA Journal*, vol. 11(11): p. 3444. En ligne : www.efsa.europa.eu/fr/efsajournal/pub/3444, consulté le 14/10/15.

ELLIS, D., BOLDUC A. (2014). Guide d'évaluation et d'intervention relatif au suivi du plomb et du cuivre dans l'eau potable Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, ISBN 978-2-550-67083-4 (PDF), 65 p.

EME C., BOUTIN C. (2015). Composition des eaux usées par source d'émission à l'échelle de l'habitation. Rapport ONEMA, 92p.

ETCHEVERS A., BRETIN P., LE TERTRE A., LECOFFRE C. (2013). Imprégnation des enfants français par le plomb en 2008-2009. Enquête Saturn-Inf 2008-2009. Enquête nationale de prévalence du saturnisme chez les enfants de 6 mois à 6 ans. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire, 51 p. En ligne : http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=11631, consulté le 14/01/17.

Euréval (2010) L'analyse coût-efficacité. En ligne : http://eureval.files.wordpress.com/2014/12/ft_ace.pdf, consulté le 20/04/2016

FANG W., HU J.Y. AND ONG S.L. (2009). Influence of phosphorus on biofilm formation in model drinking water distribution systems. *Journal of Applied Microbiology*, vol.106: p.1328-1335.

FANG W., HU J.Y., ONG S.L. (2010). Effects of phosphorus on biofilm disinfections in model drinking water distribution systems. *Journal of Water Health*, vol.(8) : p. 446-454.

FASS S. (2003) Survie et/ou maintien des coliformes en réseau de distribution d'eau potable en fonction de l'agressivité et de la concentration en phosphates, Rapport Interne n°3, mars 2003, NanCIE, Vandoeuvre-les-Nancy, 63 p..

GAL J.Y., BOLLINGER J.P., TOLOSA H., GACHE N. (1996). Calcium carbonate solubility : a reappraisal of scale formation and inhibition. *Talanta*, Vol 43 (9) : p. 1497-1509.

GASANA J., HLAING W.W.M., SIEGEL K.A., CHAMORRO A, NIYONSENGA T. (2006). Blood Lead Levels in Children and Environmental Lead Contamination in Miami Inner City, Florida. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 3(3) : p. 228-234.

GLORENNEC P., LUCAS J-P., ETCHEVERS A., OULHOTE Y., MANDIN C., POUPON J. *et al.* (2015). Exposition au plomb des enfants dans leur logement. Projet Plomb-Habitat (2008-2014) : principaux résultats, retombées et perspectives. *Environnement Risque Santé*, vol.14(1) : p. 28-37.

GOUIDER M., BOUZID J., SAYADI S., MONTIEL A. (2009). Impact of orthophosphate addition on biofilm development in drinking water distribution systems. *Journal of Hazardous Materials*, vol.167 : p. 1198-1202.

GÖRLACH B., VON RAGGAMBY A., NEWCOMBE J. (2005). Assessing the Cost-Effectiveness of Environmental Policies in Europe. Results of a project produced for the European Environment Agency. In *Impact Assessment for a New Europe and Beyond*. Ed. EASY-ECO Conference: University of Manchester, UK.

GRANDJEAN D., JORAND F.P.A., GUILLOTEAU H., BLOCK J.C. (2006). Iron uptake is essential for *Escherichia coli* survival in drinking water. *Letters of Applied Microbiology*, vol.43 : p.111-117.

GULSON B.L., MIZON K.J., KORSCH M.J., PALMER J.M., DONNELLY J.B. (2003). Mobilization of lead from human bone tissue during pregnancy and lactation--a summary of long-term research. *Science of the Total Environment*. vol.303(1-2): p.79-104.

GUSTAFSSON J.P. (2012). Visual MINTEQ 3.0 Program.
<http://www.lwr.kth.se/english/OurSoftWare/Vminteq/index.html>.

HARMS H., VOLKLAND H.P., REPPHUN G., HILTPOLT A., WANNER O, ZEHNDER A.J.B. (2003). Action of chelators on solid iron in phosphate-containing aqueous solutions. *Vol.45 (8)* : p.1619-1894.

HAYES C.R., HYDES O.D. (2012). UK experience in the monitoring and control of lead in drinking water, *Journal of Water Health*, vol.10(3) : p.337-348.

HCSP - Haut Conseil de Santé Publique. (2013). Avis sur l'analyse et l'efficacité des actions engagées pour respecter la future limite de qualité de 10 µg/L de Pb dans l'eau du robinet. En ligne : <http://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=367>, consulté le 15/09/16.

HCSP (2014). Détermination de nouveaux objectifs de gestion des expositions au plomb. En ligne : <http://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=444>, consulté le 08/04/16.

HENROTIN J.B. (2013) Besoins d'études épidémiologiques sur les effets de l'exposition à de(s) perturbateur(s) endocrinien(s) en entreprises. INRS Ed. NS 323.

HOLM T.R., SCHOCK M.R. (1991). Potential Effects of Polyphosphate Products on Lead Solubility in Plumbing Systems. *Journal - American Water Works Association*, vol.83 (7) : p.76.

HRUBÁ F., STRÖMBERG U., ČERNÁ M., CHEN C., HARARI F., HARARI R. *et al.* (2012). Blood cadmium, mercury, and lead in children: an international comparison of cities in six European countries, and China, Ecuador, and Morocco. *Environment International*, Vol 41: p.29-34.

IARC (2006). IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Volume 87 "Inorganic and organic lead compounds". En ligne : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol87/>, consulté le 10/05/17.

INSERM (2009). Rapport d'Expertise Collective. Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ? En ligne : <http://www.ipubli.inserm.fr/handle/10608/32>, consulté le 31/05/17

Institute of Medicine (1997). Dietary reference intakes for calcium, phosphorus, magnesium, vitamin D, and fluoride. Washington, DC: The National Academies Press.

Irish Water (2016). Lead in drinking water mitigation plan (draft). En ligne : <https://www.water.ie/projects-plans/lead-mitigation-plan/Draft-Lead-in-Drinking-Water-Mitigation-Plan-July-2016.pdf>, consulté le 13/04/17.

JAEGER Y. (2005 a). Impact de traitements filmogènes pour limiter la dissolution du plomb. Étude pilote à l'usine d'Arvigny (77). En ligne : www.eau-seinenormandie.fr/fileadmin/mediatheque/Dossier_partage/ETUDESLogo/Rapports/Rapport_05AE_P04.pdf, consulté le 18/05/15.

JAEGER Y., OBERTI S., GUICHOT L., BARON J. (2005 b). Comparison of treatments used to reduce the corrosivity of soft waters in drinking water distribution systems. *European Journal of Water Quality* vol. 36 : p.191-207.

JANG H.J., CHOI Y.J., RO H.M., KA J.O. (2012). Effects of phosphate addition on biofilm bacterial communities and water quality in annular reactors equipped with stainless steel and ductile cast iron pipes. *The Journal of Microbiology*, vol.50 (1) : p 17-28.

JEFCA (1970). Fourteenth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, FAO Nutrition Meetings, Report Series N°. 48A WHO/FOOD ADD/70.39. En ligne : <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v48aie11.htm>, consulté le 24/04/2017.

JEFCA (2011). Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Evaluation of certain food additives and contaminants, p.162-177. En ligne : http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44515/1/WHO_TRS_960_eng.pdf, consulté le 24/04/2017.

JEFCA (2011). Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Lead. En ligne : <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=3511>, consulté le 24/04/2017.

JONES R.L., HOMA D.M., MEYER P.A., BRODY D.J., CALDWELL K.L., PIRKLE J.L., BROWN M.J. (2009). Trends in Blood Lead Levels and Blood Lead Testing Among US Children Aged 1 to 5 Years, 1988-2004. *Pediatrics*, vol.123(3): p.376-385.

JORAND F., APPENZELLER B.R.M., ABDELMOULA M., REFAIT P., BLOCK J.C., GÉNIN J.M.R. (2000). Assessment of vivianite formation in *Shewanella putrefaciens* culture. *Environmental Technology*, vol.21 : p. 1001-1005.

KARALEKAS P.C., RYAN C.R., TAYLOR F.B. (1983). Control of lead, copper, and iron pipe corrosion in Boston. *Journal of American Water Works Association*, vol.75 (2) : p. 92-95.

KESTENBAUM B.R., ADENEY K.L., DE BOER I.H., IX J.H., SHLIPAK M.G., SISCOVICK D.S. (2009). Incidence and progression of coronary calcification in chronic kidney disease: the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis. *Kidney International*, vol.76: p.991–998.

KUCH A., WAGNER I. (1983). A mass transfert model to describe lead concentrations in drinking water. *Water Research*, vol.17 (10) : p.1303-1307.

LAIDLAW M.A., MIELKE H.W., FILIPPELLI G.M., JOHNSON D.L., GONZALES C.R. (2005). Seasonality and children's blood lead levels: developing a predictive model using climatic variables and blood lead data from Indianapolis, Indiana, Syracuse, New York, and New Orleans, Louisiana (USA). *Environmental Health Perspective*, vol.113(6) : p.793-800.

Lang, K. (1959). Phosphatbedarf und Schaden durch hohe phosphatzufuhr, *Z. Lebensmitt-Untersuch.*, vol. 110 : p. 450-456.

LANPHEAR B.P., BURGOON D.A., RUST S.W., EBERLY S., GALKE W. (1998). Environmental exposures to lead and urban children's blood lead levels. *Environmental Research* vol.(76) 2 : p.120-130.

LANPHEAR B.P., HORNING R., HO M., HOWARD C.R., EBERLE S., KNAUF K. (2002). Environmental Lead Exposure during early childhood. *Journal of Pediatrics*, vol.40 : p. 40-47.

LANPHEAR B.P., HORNING R., KHOURY J., YOLTON K., BAGHURST P., BELLINGER D.C. *et al.*, (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental Health Perspective*, vol.113(7): p.894-899.

LAUERSEN F. (1953). Über gesundheitliche bedenken bei der Verwendung von Phosphonsaure und primarem Phosphat in Erfrischungsgetranken, *Z. Lebensmitt-Untersuch.*, vol. 96 : p.418-440.

LAURENT P., SERVAIS P., GAUTHIER, V., PREVOST, M., JORET, J.C., BLOCK, J.C. (2005). Biodegradable organic matter and bacteria in drinking water distribution systems. Chapter 4 in : *Biodegradable Organic Matter in Drinking Water Treatment and Distribution*. Prevost, M. *et al.* eds. AWWA Publisher. p.147-204.

LECHEVALLIER M.W., LOWRY C.D., LEE R.G., GIBBON D.L. (1993) Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria, *Journal AWWA*, 85 (7), 111-123.

- LEHTOLA M., MIETTINEN I.T., VARTIAINEN T., MYLLYKANGAS T., MARTIKAINEN P.J. (2001). Microbially available organic carbon, phosphorus, and microbial growth in ozonated drinking water. *Water Research*, vol.35 : p. 1635-1640.
- LEHTOLA M.J., JUHNA T., MIETTINEN I.T., VARTIAINEN T., MARTIKAINEN P.J. (2004). Formation of biofilms in drinking water distribution networks, a case study in two cities in Finland and Latvia. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, vol 31(11) : p. 489-494.
- LEROY P. (1993). Lead in drinking water. – Origins; solubility; treatment. *Aqua*, vol.42(4) : p. 233 – 238.
- LEROY P., CORDONNIER J. (1994). Réduction de la solubilité du plomb par décarbonatation partielle. *Journal of European Hydrology*, vol.25(1) : p. 81-96.
- LEVALLOIS P. (2013). La plombémie d'enfants âgés de 1 à 5 ans à Montréal : impact de l'eau, des poussières et de la peinture. Présentation aux Journées annuelles de santé publique.
- LEVALLOIS P., ST-LAURENT J., GAUVIN D., COURTEAU M., PREVOST M., CAMPAGNA C. *et al.* (2014). The impact of Drinking Water, Indoor Dust and Paint on Blood Lead Levels of Children Aged 1-5 Years in Montreal (Québec, Canada). *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, vol.24(2) : p.185-191.
- LITTLE P., FLEMING R.G., HEARD M.J. (1981). Uptake of Lead by Vegetable Foodstuffs During Cooking. *Science of the Total Environment*, vol. 17(2), p.111 – 131.
- LOPES A.C., PEIXE T.S., MESAS A.E., PAOLIELLO M.M. (2016) Lead Exposure and Oxidative Stress: A Systematic Review. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol.236 :p.193-238.
- LUCAS J.P., BRETIN P., DOUAY F., ETCHEVERS A., GLORENNEC P., KIRCHNER S. *et al.* (2012). Étude Plomb-Habitat. Contamination par le plomb des logements français abritant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans. Rapport final, 168 pages. En ligne : http://www.ogai.fr/userdata/documents/433_PLOMB_HABITAT.pdf, consulté le 7 avril 2017.
- MACQUARRIE D.M., MAVINIC D.S., NEDEN D.G. (1997). Greater Vancouver Water District drinking water corrosion inhibitor testing. *Revue canadienne de génie civil*, vol.24(1): p. 34-52.
- MAAS R.P., PATCH S.C., MORGAN D.M., PANDOLFO T.J. (2005). Reducing Lead Exposure from Drinking Water: Recent History and Current Status. *Public Health Reports*, vol.(120) : p.316-321.
- MEYBECK M. (1989). The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, vol.75 : p. 283-309.
- MIELKE H.W., REAGAN P.L. (1998). Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspective*, vol.106 (1): p.217-229.
- MIETTINEN I.T., VARTIAINEN T., MARTIKAINEN P.J. (1997). Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology*, vol.63 : p. 3242-3245.
- Ministère chargé de l'environnement (2017). Risques liés au plomb et autres risques sanitaires. En ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/risques-lies-au-plomb-et-autres-risques-sanitaires>, consulté le 17/03/17.
- Ministère chargé de la santé (2006). L'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte. Guide pratique. En ligne : http://socialsante.gouv.fr/IMG/pdf/guide_depistage_saturnisme-3.pdf

- MOORE M. (1983). Lead Exposure and Water Plumbosolvency. In *Lead Versus Health: Sources and Effects of Low Level Lead Exposure* (A Wiley medical publication). M. Rutter et R. Russel Jones Ed., John Wiley and Sons Ltd.
- MORSE D.L., WATSON W.N., HOUSWORTH J., WITHERELL L.E., LANDRIGAN P.J. (1979). Exposure of children to lead in drinking water. *American Journal of Public Health*, 69 (7), p.711-712.
- MOSS B., KOSTEN S., MEERHOFF M., BATTARBEE R.W., JEPPESEN E., MAZZEO N., HAVENS K. *et al.* (2011). Allied attack : climate change and eutrophication. *Inland Water*, vol.1 : p.101-105.
- NAVAS-ACIEN A., TELLEZ-PLAZA M., GUALLAR E., MUNTNER P., SILBERGELD E., JAAR B., *et al.* (2009). Blood cadmium and lead and chronic kidney disease in US adults: A joint analysis. *American Journal of Epidemiology*, vol. 170 : p.1156-1164.
- NGUETA G., PRÉVOST M., DESHOMMES E., ABDOUS B., GAUVIN D., LEVALLOIS P. (2014). Exposure of young children to household water lead in the Montreal area (Canada): The potential influence of winter-to-summer changes in water lead levels on children's blood lead concentration. *Environment International*, vol.73 : p.57-65.
- NGUETA G., ABDOUS B., TARDIF R., ST-LAURENT J., LEVALLOIS P. (2016). Use of a Cumulative Exposure Index to Estimate the Impact of Tap Water Lead Concentration on Blood Lead Levels in 1- to 5-Year-Old Children (Montréal, Canada). *Environmental Health Perspective*, vol.124 (3), p.388 – 395.
- NTP (2012). NTP monograph on health effects of low-level lead. En ligne : https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/ohat/lead/final/monographhealtheffectslowlevellead_newissn_508.pdf, consulté le 31/05/17.
- OMS (2013), Reliable Evaluation of Low-level Contamination of Food – Addendum of the report on GEMS/Food-EURO Second Workshop of the 26-27th May 1995.
- OULHOTE Y., LETERTRE A., ETCHEVERS A., LE BOT B., LUCAS J.P., MANDIN C. *et al.* (2013). Implications of different residential lead standards on children's blood lead levels in France: Predictions based on a national cross-sectional survey. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol.(216) : p. 743 – 750.
- PARK S.K., HU J.Y. (2010). Interaction between phosphorus and biodegradable organic carbon on drinking water biofilm subject to chlorination. *Journal of Applied Microbiology*, vol. 108 : p. 2077-2087.
- PFADENHAUER L.M., BURNS J., ROHWER A., REHFUESS E.A. (2014). A protocol for a systematic review of the effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water. *Systematic Review* vol.15 : p.3-36.
- PFADENHAUER L.M., BURNS J., ROHWER A., REHFUESS E.A. (2016). Effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water: A systematic review. *Environmental Research* vol.147 : p.525-536.
- PICHERY C., BELLANGER M., ZMIROU-NAVIER D., GLORENNEC P., HARTEMANN P., GRANDJEAN P. (2011). Analyse coût-bénéfice partielle de la réduction de l'exposition au plomb dans la population infantile française. Regard critique sur les investissements des canalisations d'eau contenant du plomb. In 2^e congrès national de santé et environnement, Paris.
- POLANSKA, M., HUYSMANS, K., VAN KEER, C. (2005). Investigation of microbially available phosphorus (MAP) in Flemish drinking water. *Water Research*, vol 32 : p. 2267-2272.

QUINET E., BAUMSTARK L., BONNET J., CROQ A., DUCOS G., MEUNIER D., RIGARD-CERISON A. ROQUIGNY Q. (2013) L'évaluation socioéconomique des investissements publics. Commissariat Général à la Stratégie et à la Prospective: 352 p. En ligne : <http://www.strategie.gouv.fr/publications/evaluation-socioeconomique-investissements-publics-tome1>, consulté le 22/05/17.

RABINOWITZ M., LEVITON A., NEEDLEMAN H., BELLINGER D., WATERNAUX C. (1985). Environmental correlates of Infant Blood Lead Levels in Boston. *Environmental Research* vol.38 (1) : p. 96-107.

RANDON G. (1994). Limitation de la solubilisation du plomb par les eaux distribuées. Point des recherches en cours sur le réseau expérimental d'Ivry-sur-Seine. *Techniques, Science et Méthodes* vol.3 : p.152-155.

RAYMOND J., BROWN M.J. Blood Lead Levels in Children Aged <5 Years – United States, 2007-2013. *Morbidity and Mortality Weekly Report (MMWR)*, vol. 63(55): p.66-72.

SANBORN M.D., ABELSOHN A., CAMPBELL M., WEIR E. (2002). Identifying and managing adverse environmental health effects: 3. Lead exposure. *Canadian Medical Association Journal*, vol. 116 (10) : p. 287-292.

Santé Canada. (2013). Stratégie de gestion des risques pour le plomb. En ligne : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/contaminants/prms_lead-psgr_plomb/prms_lead-psgr_plomb-fra.pdf, consulté le 6 mars 2017.

Santé Canada. (2017). Le plomb dans l'eau potable. Document de consultation publique. En ligne : www.canadiensensante.gc.ca/health-system-systeme-sante/consultations/lead-drinking-water-plomb-eau-potable/document-fra.php, consulté le 6 mars 2017.

SATHASIVAN A., OHGAKI S. (1999). Application of new bacterial regrowth potential method for water distribution system - a clear evidence of phosphorus limitation. *Water Research*, 33, 137-144.

SATHASIVAN A., OHGAKI S., YAMAMOTO, K., KAMIKO, N. (1997). Role of inorganic phosphorus in controlling regrowth in water distribution system. *Water Science and Technology* vol.35 : p. 7-44.

SCHOCK M.R., WAGNER I., OLIPHANT R.J. (1996). Corrosion and Solubility of lead in drinking water. In "Internal Corrosion of water distribution systems". AWWA-RF et DVGW-TZW. Denver.

SCHOCK M.R., SANDVIG A.M. (2009). Long-term effects of orthophosphate treatment on copper concentration. *Journal American Water Works Association*, vol.101 (7).

SCHOCK M.R., FOX J.R. (2001). Solving copper corrosion problems while maintaining lead control in a high alkalinity water using orthophosphate. Ohio AWWA Annual Conference, Cleveland, OH, August 30, 2001.

SCHER (2011). Lead standard in Drinking Water (adopted on 11th plenary of 11 January 2011). Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 12 p.

SEDIF (2006). Traitement inhibitif du plomb par ajout d'acide orthophosphorique. Bilan du programme de surveillance. Rapport non publié, 100 p.

SCHULZ C., ANGERER J., EWERS U., HEUDORF U., WILHELM M. (2009). Human Biomonitoring Commission of the German Federal Environment Agency.. Revised and new reference values for environmental pollutants in urine or blood of children in Germany derived from the German environmental survey on children 2003-2006 (GerES IV). *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 212(6): p.637-647.

- SERVAIS, P., LAURENT P., RANDON G., (1995). Comparison of the bacterial dynamics in various French distribution systems. *Aqua, Journal of Water Supply Research and Technology*, vol.44, p.10-17.
- SERVAIS, P., ANZIL, A., GATEL, D., CAVARD, J. (2004). Biofilm in the parisian suburbs drinking water distribution system. *Aqua - Journal of Water Supply Research and Technology*. Vol.53 : 313-324.
- SMART G., WARRINGTON M., EVANS W.H. (1981) The contribution of lead in water to dietary lead intakes. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, vol. 32 (2) : p.129-133.
- SMART G.A., WARRINGTON M., DELLAR D., SHERLOCK J.C. (1983) Specific factors affecting lead uptake by food from cooking water. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, vol.34 (6) : p.627–637.
- SMITH V.H., TILMAN G.D., NEKOLA J.C. (1999). Eutrophication : impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, vol.100 : p.179-196.
- SNYDER, L.B., LACROIX J.M. (2012). Chapitre 8 : How effective are mediated health campaigns a synthesis of meta – analyses in Public Communication Campaigns. Editors RICE, R. E., & ATKIN, C. K. Sage.
- SNYDER, L.B., HAMILTON M.A., MITCHELL E.W., KIWANUKA-TONDO J., FLEMING-MILICI F., PROCTOR D. (2004). A meta-analysis of the effect of mediated health communication campaigns on behavior change in the United States. *Journal of health communication*, vol. (9) : p. 71 - 96.
- STEVENS K.K., DENBY L., PATEL R.K., MARK P.B., KETTLEWELL S., SMITH G.L. *et al.* (2016). Deleterious effects of phosphate on vascular and endothelial function via disruption to the nitric oxide pathways. *Nephrology Dialysis Transplantation*, vol. 0 : p. 1-11.
- STRÖMBERG U., LUNDH T., SKERFVING S. (2008). Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: the declining trend continues in the petrol-lead-free period 1995-2007. *Environmental Research*, vol. 107(3): p.332-335.
- STRICKER, A.E., HEDUIT A. (2010). Phosphore des eaux usées : État des lieux et perspectives. Rapport Onema. En ligne : http://www.onema.fr/IMG/pdf/2010_026.pdf, consulté le 7 avril 2017.
- STRICKER E., HEDUIT A., GARNAUD S. (2010). Phosphore des eaux usées : nouvelles données, conséquences pour l'épuration. Journée d'échanges Pollutec 2010 : traitement des eaux usées, des boues et des matières de vidange pour les petites collectivités. Résumé 4 p.
- TAM Y.S, ELEFSINIOTIS P. (2009). Corrosion control in water supply systems: effect of pH, alkalinity, and orthophosphate on lead and copper leaching from brass plumbing. *Journal of Environmental Science and Health A*, vol. 44(12): p.1251-1260.
- TEMPLETON, A.S., TRAINOR T.P., SPORMANN A.M., NEWVILLE M., SUTTON S.R., DONALKHOVA A., GORBY Y., BROWN G. E. (2003). Sorption versus Biomineralization of Pb(II) within *Burkholderia cepacia* Biofilms. *Environmental Science & Technology*, vol.37(2): p.300-307.
- TESTUD F., GIRTANNER-BRUNEL L., PÉAUD P.Y., SERPOLLET G., DUCHEN C. (2001). A "historical" case of lead poisoning via drinking water: diagnostic and therapeutic issues. *La revue de médecine interne*, vol.22(12): p.1256-1260.
- TONELLI M., CURHAN G., PFEFFER M., SACKS F., THADHANI R., MELAMED M.L., WIEBE N., MUNTNER P. (2009). Relation between alkaline phosphatase, serum phosphate, and all-cause or cardiovascular mortality. *Circulation*, vol.120: p.1784–1792.
- TRIANAFYLLIDOU S., NGUYEN C.K., ZHANG Y., EDWARDS M.A. (2013). Lead (Pb) quantification in potable water samples: implications for regulatory compliance and assessment of human exposure. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol.185(2): p.1355-1365.

TRUEMAN B.F., GAGNON G.A (2016). Understanding the Role of Particulate Iron in Lead Release to Drinking Water. *Environmental Science and Technology*, vol. 50 (17) : p 9053–9060.

US EPA (1991). Safe Drinking Water Act Lead and Copper Rule (LCR). *Fed Regist.*1991; 56:26460–26564.

US EPA (1994). Guidance Manual for the integrated exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children. EPA/540/R-93/081. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC, USA.

US EPA (2003). Arizona's children and the environment: a summary of the primary environmental health factors affecting Arizona's children. Phoenix, AZ: Arizona Department of Health Services; 2003. En ligne : <http://hdl.handle.net/2286/R.A.85861>, consulté le 08/04/16.

US EPA (2006). Lead and Cooper Rule : A quick reference guide to schools and child care facilities that are regulated under the safe drinking water act. EPA-816-F-05-030. En ligne : www.epa.gov/ogwdw/schools/pdfs/lead/qrg_lcr_schools.pdf, consulté le 08/04/16.

US EPA (2007). User's Guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children (IEUBK) Windows®. Environmental Protection Agency.

US EPA (2013) Integrated Science Assessment (ISA) for Lead. EPA/600/R-10/075F. En ligne : <https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-lead>, consulté le 24/05/17.

US EPA (2016). Optimal Corrosion Control Treatment Evaluation Technical Recommendations for Primacy Agencies and Public Water Systems. En ligne : www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/occtmarch2016.pdf, consulté le 30/03/17.

VAN DER KOOIJ, D. (1992). Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *Journal American Water Works Association*, vol. 84 : p.57-65.

VICTOREEN H.T., 1987, The role of rust in coliform regrowth, In *Water quality technology conference proceedings*, Ed. AWWA. pp. 1840-1959. Denver, Co.

VIDELA H.E., HERRERA L.K., 2009, Understanding microbial inhibition of corrosion. A comprehensive overview, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63, 896-900.

VOLKLAND H.P., HARMS H., MULLER B., REPPHUN G., WANNER O., ZEHNDER A.J.B. (2000). Bacterial Phosphating of Mild (Unalloyed) Steel. *Applied Environmental Microbiology* vol.66 (10) : p. 4389–4395.

WATT G.C., BRITTON A., GILMOUR W.H., MOORE M.R., MURRAY G.D., ROBERTSON S.J. *et al.* (1996). Is lead in tap water still a public health problem? An observational study in Glasgow. *British Medical Journal*, vol.313 : p.979-981.

WANG Y., GÉLABERT A., MICHEL F.M., CHOI Y., GESCHER J., ONA-NGUEMA G. *et al.* (2016). Effect of biofilm coatings at metal-oxide/water interfaces I: Pb(II) and Zn(II) partitioning and speciation at *Shewanella oneidensis*/metal-oxide/water interfaces, *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol.188 : p.368-392.

WANG Y., GÉLABERT A., MICHEL F.M., CHOI Y., ENG P.J., SPORMANN A.M., BROWN, G.E. J.R. (2016). Effect of biofilm coatings at metal-oxide/water interfaces II: Competitive sorption between Pb (II) and Zn (II) at *Shewanella oneidensis*/metal-oxide/water interfaces, *Geochimica Cosmochimica Acta*, vol.188 : p.393-406.

WANG, Y., JING, H., MEHTA, V., WELTER, G.J., GIAMMAR, D.E. (2012). Impact of galvanic corrosion on lead release from aged lead service lines. *Water Research*, vol.46: p.5049–5060.

XIE, Y., GIAMMAR, D.E. (2011). Effects of flow and water chemistry on lead release rates from pipe scales. *Water Research*, vol.45(19): p.6525–6534.

XIE X.H., TAN Z.W., JIA N., FAN Z.Y., ZHANG S.M., LÜ Y.Y., CHEN L., DAI Y.H. (2013). Blood lead levels among children aged 0 to 6 years in 16 cities of China, 2004-2008. Chinese Medical Journal (Engl). vol.126(12): p.2291-2295.

YIIN L.M., RHOADS G.G., LIOY P.J. (2000). Seasonal influences on childhood lead exposure. Environmental Health Perspective, vol. 108 (2) : p.177-182.

YEOH B., WOOLFENDEN S., LANPHEAR B., RIDLEY G.F., LIVINGSTONE N., JORGENSEN E. (2014). Household interventions for preventing domestic lead exposure in children. Cochrane Database of Systematic Reviews 2008, Issue 2. Art. No.: CD006047.

8.2 Normes

NF X 50-110 (Mai 2003) Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X 50-110).

NF P41-021 (Janvier 2004) Repérage du plomb dans les réseaux intérieurs de distribution d'eau potable (indice de classement P41-021)

FD T90-520 (Octobre 2005) Qualité de l'eau - Guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux an application du code de la santé publique (indice de classement :T90-520)

Qualité de l'eau - Guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux an application du code de la santé publiqueNF EN ISO 15586 (Mai 2004) Qualité de l'eau - Dosage des éléments traces par spectrométrie d'absorption atomique en four graphite (indice de classement :T90-119)

NF EN ISO 6878 (Avril 2005) Qualité de l'eau - Dosage du phosphore - Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium (indice de classement : T90-023)

NF EN ISO 15681 (Juin 2005) Qualité de l'eau - Dosage des orthophosphates et du phosphore total par analyse en flux (FIA et CFA) (indice de classement : T90-083-2)

NF EN ISO 17294-2 (Octobre 2016) Qualité de l'eau - Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) - Partie 2 : dosage des éléments sélectionnés y compris les isotopes d'uranium (Indice de classement :T90-164)

NF EN ISO 10304-1 (Juillet 2009) Qualité de l'eau - Dosage des anions dissous par chromatographie des ions en phase liquide - Partie 1 : dosage du bromure, chlorure, fluorure, nitrate, nitrite, phosphate et sulfate (indice de classement : T90-042-1)

NF EN ISO 11885 (Novembre 2009) Qualité de l'eau - Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES) (Indice de classement :T90-136)

NF P 41-650 (Avril 2013) – Appareils de traitement d'eau – Spécifications pour les carafes filtrantes d'eau (Indice de classement : P41-650).

NSF/ANSI Standard 53 (2014) - Drinking Water Treatment Units - Health effects.

NF DTU 60.1 (2012) Plomberie sanitaire pour bâtiments.

8.3 Législation et réglementation

Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Journal officiel des Communautés européennes L330 du 5 décembre 1998, p.32.

En ligne : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=FR>

Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel n° L 327 du 22/12/2000 p. 0001 – 0073.

En ligne : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060&from=FR>

Règlement (UE) n° 259/2012 du Parlement européen et du Conseil du 14 mars 2012 modifiant le règlement (CE) n° 648/2004 en ce qui concerne l'utilisation des phosphates et autres composés du phosphore dans les détergents textiles destinés aux consommateurs et les détergents pour lave-vaisselle automatiques destinés aux consommateurs.

LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1), Journal officiel n°0179, texte n° 2, du 5 août 2009. En ligne :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000020949548&categorieLien=id>

Arrêté du 4 novembre 2002 relatif aux modalités d'évaluation du potentiel de dissolution du plomb pris en application de l'article 36 du décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

Arrêté du 31 décembre 2003 relatif aux conditions d'échantillonnage à mettre en œuvre pour mesurer le plomb, cuivre et le nickel dans les eaux destinées à la consommation humaine pris en application de l'article R1321-20 du code de la santé publique.

Arrêté du 23 juin 2016 modifiant l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines. Journal officiel n°0148, texte n° 6, du 26 juin 2016. En ligne : <http://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2016/6/23/DEVL1617246A/jo>

Arrêté du 29 mai 1997 relatif aux matériaux et objets utilisés dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine, Journal officiel de la République française n°126 du 1 juin 1997 page 8675. Modifié par les arrêtés du 24 juin 1998, 13 janvier 2000, 22 août 2002 et 16 septembre 2004 (publiés aux Journaux Officiels des 1^{er} juin 1997, 25 août 1998, 21 janvier 2000, 3 septembre 2002 et 23 octobre 2004). En ligne : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000749834&categorieLien=id>

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique. Journal officiel n°31, page 2180, texte n° 17, du 6 février 2007. En ligne :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000465574&categorieLien=id>

Arrêté du 10 juin 1996 relatif à l'interdiction d'emploi des brasures contenant des additions de plomb dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eaux destinées à la consommation humaine Journal officiel n°190, page 12390, du 15 août 1996. En ligne :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000193582&categorieLien=id>

Arrêté du 5 juillet 2016 relatif aux conditions d'agrément des laboratoires pour la réalisation des prélèvements et des analyses du contrôle sanitaire des eaux. Journal officiel n°0165 texte n° 23 du 17 juillet 2016. En ligne :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000032895083&categorieLien=id>

Arrêté du 17 septembre 2003 relatif aux méthodes d'analyse des échantillons d'eau et à leurs caractéristiques de performance. Journal officiel n°258 page 19027 texte n° 20 du 7 novembre 2003. En ligne :

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000247611&categorieLien=id>

Arrêté du 8 juin 2015 modifiant le modèle de la fiche de notification figurant à l'annexe 27 de l'arrêté du 22 août 2011 relatif à la notification obligatoire des maladies infectieuses et autres maladies mentionnées à l'article D. 3113-7 du code de la santé publique. Journal officiel n°0137 page 9909, texte n°21, du 16 juin 2015. En ligne :

<http://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2015/6/8/AFSP1509304A/jo>

Circulaire DGS/SD7A n° 2004-45 du 5 février 2004 relative au contrôle des paramètres plomb, cuivre et nickel dans les eaux destinées à la consommation humaine.

Circulaire n° 2004-557 DGS/SD7A du 25 novembre 2004 relative aux mesures correctives à mettre en oeuvre pour réduire la dissolution du plomb dans l'eau destinée à la consommation humaine.

Décret n°2007-491 du 29 mars 2007 relatif à l'interdiction des phosphates dans certains détergents.

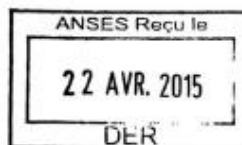
Circulaires DGS/VS4 du 7 mai 1990 et DGS/VS4 n° 2000-166 du 28 mars 2000 relatives aux produits et procédés de traitement d'eau destinée à la consommation humaine. En ligne :

<http://social-sante.gouv.fr/fichiers/bo/2000/00-14/a0141021.htm>

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine

2015 -SA- 0 0 9 4



MINISTÈRE DES AFFAIRES SOCIALES, DE LA SANTÉ ET DES DROITS DES FEMMES

Paris, le 20 AVR. 2015

Direction générale de la santé
Sous-direction « Prévention des risques
liés à l'environnement et à l'alimentation »
Bureau « Qualité des eaux »

DGS/EA4 – N° 45

Personnes chargées du dossier :
Béatrice JÉDOR
Tél. : 01.40.56.45.99
Fax : 01.40.56.50.56
Mél : beatrice.jedor@sante.gouv.fr

Le Directeur général de la santé

à

Monsieur le Directeur général de l'Agence
nationale de sécurité sanitaire de
l'alimentation, de l'environnement et du travail
Direction Evaluation des Risques (D.E.R.) -
UERE

14 rue Pierre et Marie Curie
94701 MAISONS-ALFORT Cedex

Objet : Traitement aux orthophosphates des eaux destinées à la consommation humaine

N/Réf. : DGS EA4 N° 150006

PJ : 2

Fin 2013, conformément à la directive européenne 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), la limite de qualité du plomb dans les EDCH a été abaissée de 25 µg/L à 10 µg/L.

La plupart des responsables de la production et distribution d'EDCH ont mis en œuvre ces 10 dernières années des actions visant à limiter la présence de plomb dans l'eau du robinet, essentiellement en remplaçant tous les branchements en plomb sur leurs réseaux de distribution. Néanmoins, il existe encore du plomb dans certaines canalisations, notamment dans les réseaux intérieurs des bâtiments, et la limite de qualité peut alors être dépassée aux robinets des consommateurs.

Pour certains types d'eau, la mise en place d'un traitement aux orthophosphates de l'eau peut constituer une solution technique permettant de réduire la dissolution du plomb des canalisations dans l'eau distribuée. Les modalités de mise en œuvre de ce traitement ont été définies dans la circulaire DGS/SD7A/2004/557 du 25 novembre 2004 ci-jointe qui se basait sur des avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA) et du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF).

Ainsi, à partir de 2003, dix usines importantes de production d'eau potable en Ile-de-France, gérées par Eau de Paris ou par le Syndicat des Eaux d'Ile-de-France (SEDIF), ont bénéficié d'autorisations préfectorales pour la mise en œuvre d'un traitement aux orthophosphates. Les autorisations préfectorales étaient limitées dans le temps et certaines sont désormais arrivées à échéance.

Eu égard, d'une part, à l'efficacité partielle du traitement aux orthophosphates sachant qu'il ne permet pas de garantir le respect en permanence de la limite de qualité mais permet de limiter l'exposition si des canalisations intérieures sont en plomb et, d'autre part, à l'abaissement de la limite de qualité du plomb fin 2013, à l'expiration d'autorisations préfectorales et à la présence de canalisations en plomb, en particulier dans certains réseaux intérieurs, la question se pose désormais du devenir des traitements aux orthophosphates en France.

Je sollicite donc l'expertise de votre Agence :

- sur l'intérêt à maintenir le traitement aux orthophosphates, au regard
 - o des conséquences de l'arrêt du traitement aux orthophosphates en termes de qualité d'eau distribuée,
 - o des risques liés à l'arrêt du traitement, notamment en termes d'impact sur le biofilm et donc sur l'écologie microbienne dans les réseaux ;
- et, en cas d'intérêt à maintenir ce traitement, sur les conditions d'encadrement à prévoir.

Dans le cadre de votre expertise, vous trouverez, en pièce jointe, le dossier élaboré et transmis par l'Agence régionale de Santé d'Ile-de-France qui comprend :

- une présentation du contexte de la mise en œuvre des traitements aux orthophosphates en Ile-de-France,
- une synthèse des résultats du contrôle sanitaire de l'eau portant sur les paramètres en lien avec ces traitements,
- les éléments communiqués par Eau de Paris et le SEDIF relatifs au suivi qu'ils ont réalisé dans le cadre de la mise en œuvre de ces traitements et à l'état d'avancement du remplacement des branchements en plomb.


Le dossier est enregistré par mes services sous le numéro 150006 et est intitulé comme suit :

TRAITEMENT AUX ORTHOPHOSPHATES DES EAUX DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE

Cette expertise entre dans le programme de travail 2015 de l'Anses.

Les conclusions de cette expertise sont attendues d'ici fin avril 2016.

Le Directeur Général de la Santé,



Professeur Benoît VALLET

Annexe 2 : Non-conformités en Pb dans les EDCH en 2015 en France.

Données extraites de la base SISE-Eaux (après « nettoyage »)

Dép.	Nb Total	Nb >10 µg/L	% >10 µg/L	% [10-25] µg/L	% [25-50] µg/L	% [50-200] µg/L	% >200 µg/L
01	199	12	6,0	4,0	1,0	1,0	0,0
02	225	20	8,9	5,8	1,3	1,8	0,0
03	89	2	2,2	1,1	1,1	0,0	0,0
04	121	2	1,7	0,8	0,8	0,0	0,0
05	172	1	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0
06	163	13	8,0	3,1	1,8	2,5	0,6
07	255	4	1,6	0,4	0,8	0,0	0,4
08	130	7	5,4	3,1	1,5	0,8	0,0
09	119	7	5,9	4,2	0,8	0,8	0,0
10	136	10	7,4	3,7	2,9	0,7	0,0
11	209	6	2,9	1,9	1,0	0,0	0,0
12	84	1	1,2	0,0	0,0	0,0	1,2
13	276	4	1,4	0,7	0,7	0,0	0,0
14	267	14	5,2	3,4	1,1	0,7	0,0
15	252	2	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0
16	102	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
17	185	14	7,6	3,8	1,6	2,2	0,0
18	149	6	4,0	2,7	1,3	0,0	0,0
19	108	1	0,9	0,9	0,0	0,0	0,0
21	233	31	13,3	8,2	1,7	3,0	0,4
22	289	4	1,4	0,7	0,0	0,7	0,0
23	153	2	1,3	0,7	0,0	0,7	0,0
24	189	17	9,0	5,8	2,6	0,0	0,5
25	193	14	7,3	3,6	3,1	0,0	0,5
26	190	5	2,6	2,6	0,0	0,0	0,0
27	201	3	1,5	1,5	0,0	0,0	0,0
28	226	21	9,3	6,2	2,2	0,9	0,0
29	271	10	3,7	1,8	1,5	0,4	0,0
30	858	20	2,3	1,4	0,7	0,1	0,1
31	173	6	3,5	0,6	0,6	1,7	0,6
32	19	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
33	279	5	1,8	1,4	0,4	0,0	0,0
34	489	19	3,9	2,9	0,6	0,4	0,0
35	155	5	3,2	1,9	1,3	0,0	0,0
36	113	3	2,7	2,7	0,0	0,0	0,0
37	222	4	1,8	1,4	0,5	0,0	0,0
38	424	13	3,1	2,4	0,7	0,0	0,0
39	114	4	3,5	1,8	0,9	0,9	0,0

40	141	5	3,5	2,1	0,7	0,7	0,0
41	148	5	3,4	3,4	0,0	0,0	0,0
42	337	5	1,5	1,2	0,0	0,3	0,0
43	230	3	1,3	0,9	0,0	0,4	0,0
44	123	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
45	225	14	6,2	4,0	2,2	0,0	0,0
46	95	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
47	85	7	8,2	7,1	0,0	1,2	0,0
48	83	2	2,4	1,2	0,0	1,2	0,0
49	115	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
50	192	4	2,1	2,1	0,0	0,0	0,0
51	191	33	17,3	8,4	5,8	2,1	1,0
52	111	8	7,2	4,5	1,8	0,9	0,0
53	104	4	3,8	2,9	1,0	0,0	0,0
54	221	15	6,8	4,5	1,4	0,9	0,0
55	98	5	5,1	2,0	1,0	1,0	1,0
56	172	1	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0
57	233	1	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0
58	106	7	6,6	5,7	0,0	0,9	0,0
59	325	15	4,6	2,8	1,5	0,3	0,0
60	289	10	3,5	3,1	0,3	0,0	0,0
61	151	6	4,0	2,6	0,7	0,7	0,0
62	393	19	4,8	3,3	1,0	0,5	0,0
63	184	1	0,5	0,0	0,5	0,0	0,0
64	305	18	5,9	4,9	0,3	0,7	0,0
65	118	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
66	160	6	3,8	2,5	0,6	0,6	0,0
67	448	12	2,7	1,3	0,9	0,4	0,0
68	465	21	4,5	3,7	0,4	0,4	0,0
69	164	1	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0
70	190	6	3,2	2,1	1,1	0,0	0,0
71	162	5	3,1	1,9	1,2	0,0	0,0
72	137	8	5,8	5,1	0,0	0,7	0,0
73	322	12	3,7	2,5	0,6	0,6	0,0
74	344	4	1,2	0,9	0,0	0,0	0,3
75	51	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
76	315	7	2,2	1,6	0,0	0,6	0,0
77	328	47	14,3	7,0	5,8	1,5	0,0
78	228	14	6,1	2,6	3,1	0,4	0,0
79	91	2	2,2	1,1	1,1	0,0	0,0
80	243	11	4,5	3,3	0,8	0,4	0,0
81	100	5	5,0	1,0	2,0	2,0	0,0
82	76	7	9,2	3,9	3,9	1,3	0,0
83	304	13	4,3	3,0	1,3	0,0	0,0

84	79	4	5,1	1,3	3,8	0,0	0,0
85	132	3	2,3	2,3	0,0	0,0	0,0
86	126	3	2,4	1,6	0,8	0,0	0,0
87	133	5	3,8	3,8	0,0	0,0	0,0
88	192	1	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0
89	15	1	6,7	6,7	0,0	0,0	0,0
90	39	3	7,7	2,6	2,6	2,6	0,0
91	180	16	8,9	6,1	1,7	1,1	0,0
92	43	1	2,3	2,3	0,0	0,0	0,0
93	40	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
94	61	3	4,9	3,3	1,6	0,0	0,0
95	130	3	2,3	2,3	0,0	0,0	0,0
971	85	1	1,2	0,0	0,0	0,0	1,2
972	59	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
973	23	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
974	207	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
976	31	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2A	64	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2B	115	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	18689	725	3,9	2,5	0,9	0,4	0,1

En rouge, les départements d'Ile-de-France.

Annexe 3 : Consultation internationale - questionnaire et réponses des membres de l'ENDWARE

QUESTIONS

Lead in drinking water

- Are there still many lead house-connections in the public network ? What are the main characteristics of the population exposed ?
- Who is responsible of the water quality between the water meter and the tap?
- What is the national standard for lead in drinking water ?
- What is the extent of non-compliance at the tap with this standard ?
- What is the sampling method used ?

Actions to reduce lead exposure

- Do water suppliers take preventive actions to reduce lead dissolution in water ? If yes, which ones ?
- What kind of corrosion control treatment have been used ?
- Are owners financially supported to remove lead pipes in the domestic network? If yes, under what conditions ?
- Are there specific prevention strategies to raise awareness of consumers on lead issue ?

Orthophosphate treatment

- If orthophosphate treatment has been used, why has it been chosen rather than other options ?
- Which regions are concerned in your country ?
- Which dose has been used ?
- What have been the consequences on drinking water quality ? on microbial ecology in the distribution network ? on the environment ? on human health ?
- What have been the possible problems encountered ?

Réponses

Country	Lead house connections (public network)	Responsability of water quality between water meter and tap	Non-compliance regarding 10 µg/L standard	Sampling method
Croatia	No exact data	Owner of the building	According to the data from the national monitoring of drinking water 2014-2015, no cases of non-compliance for lead	HRN ISO 5667-5:2011 (ISO 5667-5:2006)
Czech Republic	Data not centrally collected. Estimation made by water companies more than 10 years ago : 2 companies : < 5 %, 1 company: 25 %. Estimation for domestic lead pipes : 5 % of houses	Owner of the building	About 0,1 % in 2015	Random daytime sampling (1 L without flushing) (RDT)
England & Wales	For the area operated by Thames Water which includes London : 60% of connections are lead pipes, increasing to 80% within London itself (2014)	Water supplier	12,323 tests with 65 exceedances of the standard in 2015	<ul style="list-style-type: none"> ○ First litre sample taken (random daytime) ○ Flush for 5 minutes ○ Take a sample (represents supplied water quality) ○ Turn the tap off and wait for 30 minutes ○ Take a sample (stagnation sample – repeatable) ○ Check the fittings in the property
Estonia	Lead pipings are rare and only found in the oldest buildings	Owner (“consumer”)	No exact data, lead found in water only in special cases (targeted monitoring)	Sampling without prior flushing every morning 5 days in a row.
Flanders	Active removing of lead house-connections. In 2016, still 8.370 (mainly private houses). Public buildings with vulnerable groups (schools, etc.) were treated with a higher priority.	Owner of the building or the client depending on their relation. The water supplier has only the obligation to inform and to support the client with advice on corrective measures.	The current NC-rate is 1.85 %. After some years of decline, it is increasing again.	RDT is used. When values > 5 µg/L are found in public buildings with vulnerable groups, a special sampling program is carried out. In cases where there is no lead present in the system, additional sampling (worst case stagnation followed by sampling after periods of flushing + RDT) is carried out.

Germany	Not well known Currently (<i>summer 2016</i>) the MoH is trying to explore exactly this question with a questionnaire to the 16 states (Länder) for which returns are due by 5th August and will then be evaluated. Many water suppliers have meanwhile run programmes to support their replacement.	Owner of the building	Less than 0.1 %	
Hungary	Still lead house-connections and any other lead pipes in the public network of some Hungarian water supply zones but not exact information	Owner(s) or operator of the buildings	Lead compliance in 2014 : 97.47 % Non conformities in 2013 in a district of Budapest with old buildings (pilot project): 35 / 60 flats 6/ 20 children institution	RDT
Ireland	No exact data. There is an accepted estimate of 140,000 domestic houses with lead plumbing/ lead connections, and a further 40,000 looped service connections through backyards, generally in old terraced houses in cities. All identified lead mains in the distribution network have been removed.	The owner of the building.	4.3% of samples non-compliant reported in EPA's Drinking Water Quality Report for 2014 (based on 3,000 samples). Irish Water has put forward an estimate range of 5-15% non-compliance. The expanded inventory monitoring programme (of approximately 36,000 samples/year) will be used to verify this.	RDT
Netherland	Only a few lead house-connections (0.011% of the connections in 2014). Those remaining connections mostly are in big cities and are difficult to replace because of technical and other reasons.	The owner of the building.	There is a non-compliance for a water supply zone if the yearly average is above the limit of 10 µg/L. This is the case for 1 or 2 WSZ per year.	RDT
Portugal	No exact data but empirical knowledge shows the existence of some such cases	The owner of the building.	In 2015, 83 non-compliances to the parametric value of 10 µg/l (2,08 %) of non-compliance in mainland	RDT

			Portugal	
Scotland	<p>Approximately 4% (72,000) of Scottish Water communication pipes are expected to be of lead.</p> <p>A similar percentage of consumer-owned supply pipes is expected to be lead although the two data sets are not concentric. In some cases the communication pipe may be of lead and the supply pipe of a non-lead material, or the converse may be the case. In some cases, both may be of lead. The exact geographic location of all lead communication pipes or all lead supply pipes is not known.</p>	<p>For any property connected to the public supply, the supply route is formed of pipes in the ownership of both Scottish Water and property owners. Scottish Water has responsibility for communication pipes (the part of the connection within the street). Supply pipes and any pipes internal to the property are the responsibility of the property owner(s). Generally, a flow control valve (the boundary stopcock) is provided to denote the demarcation of responsibilities. Meters are not generally installed on water supplies to domestic properties.</p> <p>For the purpose of meeting the requirements of Drinking Water legislation, the elements of the service pipe is that which provides water to the kitchen tap in a domestic property. In establishments and public buildings, it is that which provides water to a drinking water point or food preparation area. The kitchen tap is the point of regulatory compliance for the quality of drinking water. For most parameters tested to determine water quality within regulatory supply zones, it can be taken that the sample is representative of the water within the water mains. Lead is one that can be particularly influenced by the supply pipe material and it's condition. Property owners therefore do have a responsibility towards compliance with the lead</p>	Around 1 % in 2015	RDT for for regulatory monitoring Investigation of a sample failure can then utilize first draw, fixed time stagnation and flushed sampling to provide greater knowledge of the circumstances of the supply into a property

		standard.		
Sweden	No lead pipes	The owner of the building	0 %	RDT
Wallonia	In September 2015, 1.5% (22 625) of the existing public network connections in Wallonia. Remaining connections are located in difficult areas (access not easy, waiting opportunity for streetworks,...) in large cities.	The owner of the the building, with a special right of inquiry devoted to the water supplier & inspectors in the case of buildings with public access.	4.4% (year 2015) at the level of the water supply zones	RDT If the result exceeds 10 µg/L, then a FST (flush & half an hour stagnation) is practiced both at the meter and the tap to qualify the connection and set the responsibilities.

Country	Preventive actions to reduce lead dissolution	Corrosion control treatment	Financial support to replace lead pipes	Information to consumers
Croatia	No		No	No
Czech Republic	Water treatment to reduce corrosivity but not specifically for lead	OP and polyphosphates dosing to prevent rust water from corrosion of steel pipes	Long term financial support by the Ministry for Local Development (MLD) since about 2003 to replace lead plumbing for owners of houses (not for offices or other not living purposes). Subsidy is 20,000 CZK per one apartment. Necessary to prove presence of lead pipes and have assessment of priority based on specified sampling	On MLD's and Regional Public Health Authorities websites
England & Wales	<ul style="list-style-type: none"> - Water treatment - Pipe replacement: Suppliers have statutory powers they can use to prevent contamination sources within buildings. In building where water is available to the public, suppliers are under obligation to use these powers to get lead pipe replaced. For private dwellings, suppliers do not have to use these powers, so often focus on advice (such as flushing) instead 	<ul style="list-style-type: none"> - pH adjustment - Phosphate dosing (around 90% of the population receives phosphate dosed water) 	<p>Grants available under the Local Government and Housing Act 1989 were repealed</p> <p>The owner is responsible for the cost of replacing any lead pipe within the boundary of the property.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Water suppliers' websites - Some suppliers provide information (such as leaflets) along with paper bills sent to customers. - Some companies actively engage with vulnerable groups (such as pregnant women) through health care providers
Estonia	No	No	No	No
Flanders	No specific preventive action but drinking water should be not aggressive or corrosive.	OP dosing only for iron corrosion in old cast iron mains and discoloration complaints.	No specific program. A general financial support program exists for the renovation of old houses. The removal of lead pipes can be included in the application for funding. The support program is orientated to owners with a low income.	Active policy on lead prevention in DW (Lead Action Plans) since few years : communication to the general public and specific actors (owners of public buildings, schools, etc). Both initiatives in reaction of NC of exceedances of the 'threshold value of 5 µg/l at the tap' and preventive initiative such as screening of building for presence

				of lead pipes are being set up. A supporting communication campaigns going with specific information materials focusing on lead in DW.
Germany	<p>Installation materials should be adapted to the local water quality.</p> <p>Corrosion control treatment rarely involves specific dosing of OP.</p> <p>Drinking water should be non-corrosive : this should be achieved by maintaining the balance between calcium and carbonic acid, i.e. a calcite dissolution capacity of at most 5 mg/L (see the <i>ORDINANCE ON THE QUALITY OF WATER INTENDED FOR HUMAN CONSUMPTION (Trinkwasserordnung – TrinkwV 2001)</i> as published on 10 March 2016, http://www.bmg.bund.de/en/health/drinking-water-ordinance.html).</p>		No data. It cannot be excluded that such programmes exist in some of the states of Germany.	The owner or operator of the building is obliged to inform inhabitants if lead piping is still in use. Federal Environment Agency informs about lead on its website and answer to questions addressed to the Agency by consumers.
Hungary	<ul style="list-style-type: none"> - Replacement of lead connections in public networks by suppliers according to their rolling development plans. - Information letter sent by some suppliers to the consumers - Corrosion control treatments ? 	<p>There are approved corrosion inhibitor chemicals (most frequent chemicals :</p> <p>Sodium polyphosphate, Sodium dihydrogen orthophosphate,</p> <p>Mix: sodium polyphosphate + sodium silicate + sodium hydroxide</p> <p>Nitritoltris(methanephosphonic acid) N-oxide, tripotassium</p> <p>No information on where they are used and which types are used.</p>	No	
Ireland	<p>In a report on Drinking Water Quality published in January 2015, the EPA called for a national strategy to be developed to address this issue. This strategy was published jointly by the Irish Department of Environment and Department of Health in June 2015. Following on from this, the national water utility for public supplies, Irish Water, is in the process of developing their own Mitigation Plan for public water supplies. This Plan is now (as of 27/07/2016) issued for eight weeks public consultation as it is subject to Strategic Environmental Assessment</p>		A grant has been in place since February 2016 to partly cover the costs to domestic property owners of replacing lead plumbing. The scheme has had very limited take up to date.	So far there have been limited general consumer awareness programmes in relation to lead in drinking water. The public consultation on Irish Water's Lead Mitigation Plan has raised some media interest and may lead to further public awareness. There is also scope for increasing this focus through some of the actions in the National Lead Strategy. Where consumers are identified as having exposure through lead, there is

	<p>legislation.</p> <p>Interim options are presented in Irish Water's Lead Mitigation Plan :</p> <ul style="list-style-type: none"> - OP - lead lining systems - point of use lead filters. <p>The ultimate goal is lead replacement.</p> <p>OP has been used at one public supply in Co. Carlow since 2010.</p>			specific health advice sent directly to them.
Netherland	<ul style="list-style-type: none"> - Replacement of lead connections before the year 2000 - Reduction of the hardness of the drinking water - pH adjustment to 8, to also reduce dissolution of copper 		There have been financial programs for house owners to remove lead pipes in the beginning of this century.	No specific prevention strategies, besides information made available to mother and child care by the public health authorities. For new build houses, there is still a warning at the tap to flush the tap and in house installation for the first 3 months, because of lead and nickel release of taps and watermeters.
Portugal	<ul style="list-style-type: none"> - pH control - substitution of lead pipes when there is an already scheduled intervention (e.g. in case of ruptures or remodelling) and when non-compliances associated with the public distribution system occur 	pH control	No	When non-compliances associated with a building distribution system occur the water suppliers inform the owner of such situation and recommend the maintenance/substitution of the building's plumbing. According to Portuguese legislation, water suppliers must communicate the above mentioned situations only in case of buildings that provide services to the public (senior homes, schools ...). However, as a good practice the information is given in all cases. Although the substitution of lead plumbing is desirable and recommended it is not generally mandatory, except in case of

				buildings that provide services to the public (senior homes, schools ...) where ERSAR may directly emit an express enforcement of corrective measures.
Scotland	<p>- In larger supply zones: addition of orthophosphoric acid (or an alternative) at treatment works serving where there is a demonstrable risk of failure for lead.</p> <p>- In small supply zones of less than 1000 properties, replacement of the lead communication pipes and advice to property owners to replace their own lead pipes.</p>	Orthophosphoric acid and monosodium phosphate are used, depending on to the characteristics of the water in the supply system.	<p>Financial support, in association with other forms of support, is administered by the relevant local authorities (Councils).</p> <p>All Council schemes recognise that remedial works on housing that is below the tolerable standard defined in housing legislation is eligible for assistance. Most Councils openly identify that a wholesome water supply is a requirement of the tolerable standard but the great majority couch their obligations in terms that financial support is discretionary, within limited budgets or similar 'financial pressure' phrasing.</p>	<p>Scottish Water, Local Authorities and Health Authorities all carry information about lead in drinking water and the health effects of lead on their web sites and in information leaflets. This however has varied visibility to consumers across the different bodies.</p> <p>In association with Health colleagues, DWQR launched an initiative in 2012 to raise awareness among key stakeholder groups and consumers of the impact on health of lead in drinking water. This aims to align stakeholder policies to influence the removal, over time, of lead from the drinking water supply route in public buildings and in consumer's homes.</p>
Sweden	No	Complying with limit values for chloride, conductivity, sulphate and temperature. Following the national recommendations for alkalinity (>60 mg/l HCO ₃) and calcium (20-60 mg/l Ca)	No	General information to owners of individual supplies
Wallonia	Water treatment	<p>- Remineralization or correction of pH in zones with low pH</p> <p>- OP treatment would be used in water supplied by <u>private</u> sources but no experience has been reported.</p>	There was a subsidy to reimburse the works of 1 line lead-free from the meter to the kitchen but it was stopped in 2014. That subsidy was not very successful.	Communication suppliers websites

Country	Reasons for using OP	Regions concerned	Dose of orthophosphates	Consequences and difficulties
Croatia	/	/	/	/
Czech Republic	<p>OP or PP used by some water companies to prevent rust water from corrosion of steel pipes without proper inner lining.</p> <p>This type of treatment should be used only temporary in places where are problems with corrosion to create brown water (until the problem is solved by changing or lining the pipes).</p>	No nation-wide overview	<p>Maximum allowed dose : 5 mg P₂O₅/L</p> <p>In practice usually up to 2.5 mg/L</p>	<p>No special research done looking for water quality impact in water supply using this treatment in Czech republic.</p> <p>Health risks :</p> <p>Promotion of bacterial growth (e.g. legionella)</p> <p>Decrease of bioavailability of calcium and magnesium (which are still considered as important health benefit drinking water constituents and minimum concentrations are required in case of softening and desalination)</p> <p>Problems of eutrophication rivers and reservoirs in the country, phosphorus being as the main factor.</p>
England & Wales	<p>OP treatment has been chosen as part of multi-faceted, long term strategy to control health risks from lead.</p> <p>The national strategy was designed to secure public health protection as quickly as possible, taking into account the fact that lead pipe rehabilitation or replacement would take many years to achieve and is complicated by not knowing the locations of all lead pipe.</p>	All regions	0.7 mg-P/l to 1.9 mg-P/l	<p>Positive health benefit (child IQ and blood pressure)</p> <p>Reduction of corrosion of iron mains, lengthening their serviceable life</p> <p>Reduction of leaching of other plumbing metals such as Cu, Cr and Ni.</p> <p>In the longer term, phosphate supply-demand issues may make the economics of phosphate dosing less favourable</p> <p>OP dosing into the water supply contributes between 10% and 20% of the phosphorus load entering wastewater treatment works. Concerns regarding eutrophication in UK rivers have led to environmental quality standards for phosphorus being introduced and consequently there is significant pressure on water companies to reduce phosphorus</p>

				discharged to the aquatic environment (Alternatives to Phosphate for Plumbosolvency Control. Report ref No. 12/DW/04/12).
Flanders	OP dosing only to prevent iron corrosion in old cast iron mains		Maximum dosage allowed by law is 5 mg/l P ₂ O ₅ .	Water suppliers report no negative effects on drinking water quality and on microbial ecology.
Germany	OP treatment is not encouraged in Germany It may still be used to prevent rust where pipes made of steel		Maximally 2.2 mg/l as P	Orthophosphate treatment is not encouraged in Germany : - risk of microbial growth when applied in buildings - for lead it appears to be quite useless because it does not form a protective layer. The Federal Environment Agency has in the past occasionally communicated that particularly in rural settings without P-stripping in sewage treatment, any additional enrichment of wastewater with phosphates is undesirable in order to reduce eutrophication, and that if installations are constructed, maintained and managed following the principles in the technical rules there is no need for such treatment.
Hungary	OP treatment not used to prevent lead corrosion	/	/	Addition of OP can impact negatively the microbiological quality of tap waters.
Ireland	OP dosing is viewed as in interim action to reduce exposure while the lead pipes removal programmes are in progress.	The supplies to be considered for orthophosphate treatment are located throughout the country. They are not confined to one region.	At this stage, Irish Water have quoted initial dose rates of 1.2-1.5 mg/l P, with the proviso that these will vary seasonally and once the protective coating has developed.	The risk assessment phase is in progress. This may show that a proportion of supplies are not suitable for OP dosing due to environmental impacts. Decisions would then need to be made balancing environmental and health considerations.

Netherland	/	/	/	/
Portugal	/	/	/	/
Scotland	Phosphate dosing provided a means of achieving compliance at lower cost while replacement of pipes (high cost) could be progressed over time.	Scottish Water policies are implemented on a nation-wide basis across the mainland and throughout the islands.	<p>The dose applied at the treatment works varies quite markedly across the country depending upon the characteristics or nature of the water in each particular supply system.</p> <p>Typically within a range of 0.4mg/l – 1.2mg/l, in all cases, the optimum dose is determined through a process of verifying the level of P and Pb at a target test rig located within the distribution system.</p> <p>Scottish Water is required to demonstrate a stable level of lead below the 10 µg/l standard and a sustained level of phosphate, over an extended period of time before DWQR will accept plumbosolvency control has been optimised.</p>	<p>There has been no noticeable difference in microbiological quality of water between dosed and non-dosed supply zones.</p> <p>A small number of treatment works previously dosed a blended polyphosphate compound to control consumer issues associated with hard water supplies or of iron discoloration. This was considered to be incompatible with additional phosphate dosing for plumbosolvency control requiring alternative approaches to be taken to address those other prevailing issues.</p>
Sweden	/	/	/	/
Wallonia	/	/	/	/



Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr / [@Anses_fr](https://twitter.com/Anses_fr)