

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 21 décembre 2017

AVIS

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

**relatif à l'évaluation des risques sanitaires d'alkyls per- et polyfluorés dans
les eaux destinées à la consommation humaine**

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 les 11 mai et 22 septembre 2015 par la Direction générale de la santé (DGS) pour la réalisation de l'expertise suivante : « Demande d'évaluation des risques sanitaires liés aux composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine ».

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Suite à la publication en mai 2011 du rapport de l'Anses relatif à la campagne nationale d'occurrence d'alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine menée par le laboratoire d'hydrologie de l'Anses situé à Nancy (LHN) en 2009, l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (AERMC) a saisi l'Anses par courrier du 7 novembre 2011 d'une demande d'évaluation des risques sanitaires liés aux perfluorés dans les EDCH. Une note de l'Anses du 17 janvier 2014 validée par le Comité d'Experts Spécialisés « Eaux » (CES « Eaux ») a apporté de premiers éléments de réponse (Anses 2014).

Dès juin 2009, la Direction générale de la santé (DGS) avait saisi l'Agence en vue de demander une expertise sur les risques sanitaires pour le consommateur liés à des substances reprotoxiques ou de type perturbateurs endocriniens présents dans des produits ou articles mis sur le marché, dont le sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA). D'autres composés perfluorés ou polyfluorés peuvent cependant par ailleurs être présents dans des articles ou produits de consommation et potentiellement identifiés dans différents compartiments de l'environnement. Un rapport de l'Anses présente pour cette raison un état des connaissances sur la toxicité, les expositions et le cadre réglementaire des usages de ces composés.

Le présent avis concerne la réponse à une saisine de la DGS pour évaluer les risques sanitaires spécifiques associés à la détection d'alkyls per- ou polyfluorés dans l'eau destinée à la

consommation humaine : par courrier en date du 11 mai 2015, la DGS a demandé à l'Anses la détermination de valeurs sanitaires maximales pour neuf molécules détectées par le LHN au cours de la campagne nationale d'occurrence réalisée en 2009 ou rapportées par l'Agence régionale de santé de Haute-Normandie, suite à une étude particulière du LHN. Par courrier en date du 22 septembre 2015, la DGS a demandé à l'Anses la détermination de valeurs sanitaires maximales pour deux autres molécules rapportées par l'ARS Centre-Val de Loire et le Service de santé des armées du Ministère de la défense. *In fine*, la liste des onze molécules faisant l'objet de cette saisine est la suivante :

Abréviation	Numéro CAS*	Nom de la molécule
PFBA	375-22-4	acide perfluorobutanoïque
PFPeA	2706-90-3	acide perfluoropentanoïque
PFHxA	307-24-4	acide perfluorohexanoïque
PFHpA	375-85-9	acide perfluoroheptanoïque
PFOA	335-67-1	acide perfluorooctanoïque
PFBS	375-73-5	sulfonate de perfluorobutane
PFHxS	355-46-4	sulfonate de perfluorohexane
PFOS	1763-23-1	sulfonate de perfluorooctane
6:2 FTSA	27619-97-2	acide sulfonique du 6:2 fluorotélomère
6:2 FTAB	34455-29-3	sulfonamide alkylbétaine du 6:2 fluorotélomère
8:2 FTSA	39108-34-4	acide sulfonique du 8:2 fluorotélomère

* numéro CAS de la forme acide

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'expertise relève du domaine de compétence du comité d'experts spécialisés (CES) « Eaux ». L'Anses a confié l'expertise au groupe de travail « Evaluation des risques sanitaires associés aux paramètres chimiques des eaux destinées à la consommation humaine » (GT ERS EDCH). Les travaux ont été présentés au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques les 7 février et 4 juillet 2017. Ils ont été adoptés par le CES « Eaux » réuni le 4 juillet 2017.

Les valeurs toxicologiques de référence ont été construites par le CES « Substances » notamment lors de la réunion du 11 mai 2017.

La démarche d'évaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement des limites et références de qualité dans les eaux destinées à la consommation humaine présentée dans le rapport de l'Afssa d'avril 2007 a été appliquée (Afssa 2007).

Les experts déclarent leurs éventuels liens d'intérêts à l'Anses avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les éventuels risques de conflits d'intérêts au sujet des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES « EAUX »

3.1. Définition des alkyls per- et polyfluorés

Buck *et al.* (2011) proposent une clarification de la terminologie et de la classification des alkyls perfluorés et des alkyls polyfluorés.

En particulier, ils définissent les alkyls perfluorés comme des molécules dont tous les atomes de carbone, à l'exception du groupement fonctionnel, sont saturés d'atomes de fluor.

Les molécules les plus connues sont l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) et le sulfonate de perfluorooctane (PFOS).

Le tableau I résume le classement proposé par les auteurs pour les alkyls perfluorés.

Tableau I : Classement et structure chimique pour les alkyls perfluorés (d'après Buck *et al.* (2011))

Classification et structure chimique		$C_nF_{2n+1}R$, où R =	Exemples (n=8)
Acides alkyls perfluorés (PFAA)	Acides carboxyliques alkyls perfluorés (PFCA)	COOH	PFOA (forme acide carboxylique)
	Carboxylates d'alkyls perfluorés (PFCA)	COO ⁻	PFOA (forme carboxylate)
	Acides sulfoniques perfluoroalcanes (PFSA)	SO ₃ H	PFOS (forme acide)
	Sulfonates de perfluoroalcanes (PFSA)	SO ₃ ⁻	PFOS (forme sulfonate)
	Acides sulfiniques de perfluoroalcanes (PFSIA)	SO ₂ H	Acide sulfinique perfluorooctane (PFOSI)
	Acides phosphoniques alkyls perfluorés (PFPA)	P(=O)(OH) ₂	Acide sulfonique perfluorooctyl (C8-PFPA)
	Acides phosphiniques alkyls perfluorés (PFPIA)	P(=O)(OH)(C _m F _{2m+1})	Acide phosphinique bis(perfluorooctyl) (C8/C8-PFPIA)
Sulfonates de perfluoroalcanes fluorés (PASF)		SO ₂ F	Sulfonate de perfluorooctane fluoré (POSF)
Sulfonamides de perfluoroalcanes (FASA)		SO ₂ NH ₂	Sulfonamide de perfluorooctane (FOSA)
Perfluoroalcanoyles fluorés (PAF)		COF	Perfluorooctanoyle fluoré (POF)
Iodures alkyls perfluorés (PFAI)		I	Iodure hexyl-perfluoré (PFHxI)
Aldéhydes alkyls perfluorés (PFAL) et hydrates d'aldéhydes perfluorés (PFAL.H ₂ O _s)		CHO et CH(OH) ₂	Perfluorononanal (PFNAL)

Les alkyls polyfluorés se différencient des alkyls perfluorés par la présence d'atomes de carbone entre le groupement fonctionnel et l'extrémité perfluorée, qui ne sont pas ou pas totalement perfluorés. On distingue différents sous-groupes, comme les dérivés des sulfonamides perfluorés (de structure générale $C_nF_{2n+1}SO_2N<$) et les fluorotélomères (FT), de structure générale $C_nF_{2n+1}C_pH_{2p}R$.

Par la suite, l'ensemble des alkyls perfluorés et polyfluorés de cette vaste famille seront désignés sous l'acronyme PFAS (*Per- and polyfluoroalkyl Substances*).

La figure 1 résume la nomenclature des PFAS d'après Dauchy *et al.* (2016).

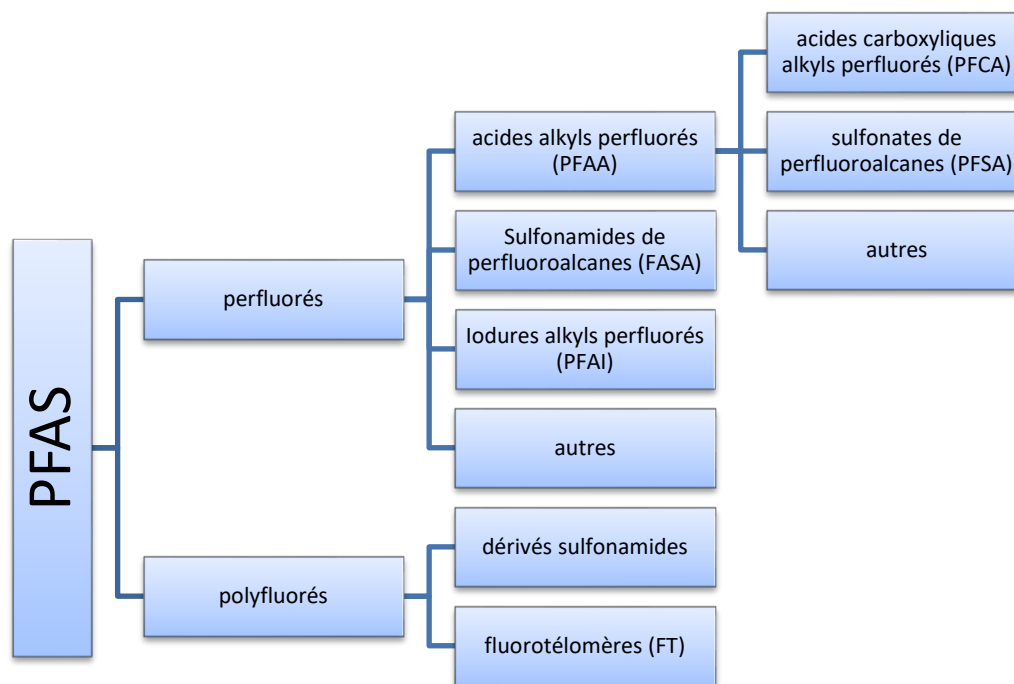


Figure 1 : Schéma de synthèse de la nomenclature des PFAS (d'après Dauchy *et al.* (2016))

Les molécules faisant l'objet du présent avis sont présentées dans le tableau II. Ces molécules ont été détectées dans les eaux brutes ou traitées lors d'une campagne nationale d'occurrence réalisée en 2009 par le laboratoire d'hydrologie de Nancy (LHN) ou ont fait l'objet de notification de la part d'agences régionales de santé (ARS) dans des contextes locaux de contamination des eaux brutes ou traitées (ARS Haute-Normandie et ARS Centre-Val de Loire), suite à des investigations du LHN.

Tableau II : Molécules citées dans le présent avis classées par famille et par numéro CAS.

Familles		Abréviation	Numéro CAS*	Nom de la molécule
Perfluorés	Carboxylates d'alkyls perfluorés (PFCA)	PFBA	375-22-4	acide perfluorobutanoïque
		PFPeA	2706-90-3	acide perfluoropentanoïque
		PFHxA	307-24-4	acide perfluorohexanoïque
		PFHpA	375-85-9	acide perfluoroheptanoïque
		PFOA	335-67-1	acide perfluorooctanoïque
	Sulfonates d'alkyls perfluorés (PFSA)	PFBS	375-73-5	sulfonate de perfluorobutane
		PFHxS	355-46-4	sulfonate de perfluorohexane
	PFOS	1763-23-1	sulfonate de perfluorooctane	
Polyfluorés		6:2 FTSA	27619-97-2	acide sulfonique du 6:2 fluorotélomère
		6:2 FTAB	34455-29-3	sulfonamide alkylbétaine du 6:2 fluorotélomère
		8:2 FTSA	39108-34-4	acide sulfonique du 8:2 fluorotélomère

* numéro CAS de la forme acide

3.2. Propriétés physico-chimiques des PFAS

Les propriétés physico-chimiques des PFAS sont très difficiles à généraliser car elles sont étroitement dépendantes de la molécule considérée et notamment de la longueur de la chaîne perfluorée. Leur trait commun est la très grande stabilité de l'extrémité perfluorée, qui peut résister à la chaleur, aux acides, aux bases, aux agents réducteurs, aux oxydants, de même qu'aux processus de photolyse et de dégradation microbiologique. Cette extrémité perfluorée étant à la fois hydrophobe et lipophobe, c'est la nature du groupement fonctionnel qui peut influencer le comportement d'un PFAS dans l'eau. Les PFCA et les PFSA sont des acides forts, qui se trouvent donc principalement sous forme d'anions, aux valeurs de pH couramment rencontrées dans les eaux. Les fluorotélomères (FT) sont généralement neutres et ne se dissocient pas aux valeurs de pH couramment rencontrées dans les eaux.

La solubilité dans l'eau des PFAS diminue avec l'augmentation de la longueur de la chaîne perfluorée. Les PFCA et les PFSA, qui sont des anions, ont une forte solubilité dans l'eau (en général supérieure à 100 mg/L) à la différence des FT neutres (Dauchy *et al.* 2016).

Les rares propriétés physico-chimiques documentées des molécules faisant l'objet du présent avis sont décrites dans les quatre premières colonnes du tableau III d'après Rahman *et al.* (2014). Les valeurs de pKa et de $\log(K_{OW})$ reportées dans les deux dernières colonnes du tableau III ont été calculées à partir d'outils-logiciels d'après Steinle-Darling *et al.* (2008) et Deng *et al.* (2012).

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

Tableau III : Propriétés physico-chimiques des molécules faisant l'objet du présent avis

Abréviation de la molécule et numéro CAS	Formule semi-développée	Poids moléculaire (g/mol)	log K _{oc}	Solubilité dans l'eau (mg/L)	Pression de vapeur (Pa)	pKa (valeurs calculées)	log K _{ow} (valeurs estimées)
PFBA [375-22-4]		214,1	-	-	851 (à 25°C)		2,32
PFPeA [2706-90-3]		264,1	-	-	-	-0,1	-
PFHxA [307-24-4]		314,1	-	-	-	-0,16	3,12
PFHpA [375-85-9]		364,1	-	118 000 (21,6°C)	20,9 (25°C)	-0,19	-
PFOA [335-67-1]		414,1	1,47	4340 (24,1°C)	4,17 (25°C)	-0,2	4,59
PFBS [375-73-5]		300,1	-	510	-	0,14	2,73
PFHxS [355-46-4]		400,1	0,97	-	-	0,14	4,34
PFOS [1763-23-1]		500,1	2,10	570	3,31.10 ⁻⁴ (25°C)	0,14	5,26
6:2 FTSA [27619-97-2]		428,2	-	-	-	0,36	-
6:2 FTAB [34455-29-3]		570,4	-	-	-		-
8:2 FTSA [39108-34-4]		528,2	-	-	-		-

3.3. Origines et sources de contamination de l'eau

L'origine de la présence des PFAS dans l'environnement est anthropique.

Depuis mai 2009, le PFOS et le PFOA font partie de la liste des substances couvertes par la convention de Stockholm sur les Polluants organiques persistants (POP). Leur production, mise sur le marché et leur utilisation soit en tant que telles, soit dans des préparations, soit sous forme de constituants d'articles sont interdites sauf dérogation (règlement 850/2004 concernant les polluants organiques persistants et modifiant la directive 79/117/CEE).

Le PFOS a été identifié comme substance dangereuse prioritaire dans l'annexe X de la directive du parlement européen et du conseil du 12 août 2013¹. Aujourd'hui, la présence de PFOS dans l'environnement résulte davantage des activités et usages antérieurs que de foyers de production actuels. En effet, le principal fabricant de cette molécule (Société 3M) a arrêté sa synthèse en 2002. Il n'existerait plus aujourd'hui de production de PFOS ni en Europe ni en Amérique du Nord. Cependant, une dérogation d'usage existe dans l'Union européenne pour certaines applications (Directive 2006/122/ECOF du 12 décembre 2006). En revanche, la production de PFOS subsiste dans d'autres pays dont la Chine.

Il existe à la fois des sources directes et indirectes d'émission de PFAS dans l'environnement. Les sources directes sont liées à la production et à l'utilisation de ces molécules (comme les rejets industriels) alors que les sources indirectes concernent leur présence sous forme d'impuretés ou de produits de dégradation. Parmi les sources de contamination de l'environnement, les rejets industriels liés aux processus de fabrication, les zones de lutte contre les incendies et les lixiviats de décharges sont les sources les plus importantes.

Les PFAS sont produits selon deux procédés : la fluoration électrochimique (ECF)² et la télomérisation³.

Les propriétés physico-chimiques des PFAS expliquent la grande diversité de leurs utilisations.

3.3.1. Principales applications industrielles des PFAS

Les principales applications industrielles des PFAS sont :

- l'imperméabilisation des cuirs, textiles et cartons ;
- les applications chimiques spécialisées :
 - le traitement des surfaces (usages : détergents, traitements antiadhésifs),
 - les aides à la polymérisation de fluoropolymères (polyfluorure de vinylidène (PVDF), polytétrafluoroéthylène (PTFE), ...),
 - les mousses anti-incendie,
 - les agents tensio-actifs pour les puits de pétrole et les mines,
 - les fluides hydrauliques dans l'aviation,
 - les placages de métal (chrome),
 - les semi-conducteurs,
 - la photolithographie et les semi-conducteurs,
 - la photographie...

¹ Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau.

² La fluoration électrochimique permet la substitution des atomes d'hydrogène d'un hydrocarbure par des atomes de fluor en présence d'un courant électrique et de fluorure d'hydrogène. Le produit initial de cette réaction est le fluorure de perfluorooctane sulfonyle.

³ Processus au cours duquel le tétrafluoroéthylène réagit avec un intermédiaire perfluoré alkylé iodé pour former des fluorotélomères (polymérisation par réaction en chaîne).

Certains PFAS figurant dans le règlement (UE) n° 10/2011⁴ entrent dans la composition de polymères fluorés (PF) utilisés dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (MCDE). Le sel d'ammonium de l'acide perfluorooctanoïque (n° CAS : 3825-26-1) et l'éther perfluoropropyl perfluorovinyle (n° CAS : 1623-05-8) sont utilisés comme aide à la polymérisation des PTFE à des concentrations inférieures à 10 %. Les PTFE étant utilisés dans les vannes et accessoires dont la surface mouillée est faible, les MCDE ne sont pas une source importante de perfluorés dans l'EDCH. Par ailleurs, dans le futur il faut s'attendre à voir se développer l'utilisation du PVDF comme barrière protectrice à l'intérieur notamment de tubes en polyéthylène et dans les matériaux membranaires.

3.3.2. Principales applications domestiques des PFAS

Les principales applications domestiques des PFAS sont :

- les imperméabilisants (vêtements, tapis, cuir, chaussures, ustensiles de cuisine) ;
- les antiadhésifs papiers (emballages alimentaires) ;
- les enduits (peintures) ;
- les détergents (nettoyants, shampooings) ;
- les pesticides et les insecticides...

3.3.3. Devenir dans l'environnement

Les fluorotélomères et les alkyls per- ou polyfluorés peuvent se dégrader dans l'environnement pour former notamment des PFCA extrêmement persistants (Prevedouros *et al.* 2006). Ainsi, les durées de demi-vie de polymères de fluorotélomères dans des sols ont été estimées entre 33 et 112 ans en conditions aérobies en formant notamment du PFOA (Washington *et al.* 2014). Le PFOA semble stable dans l'environnement compte tenu de sa résistance à l'hydrolyse, à la photolyse et à la biodégradation. Dans l'état actuel des connaissances, il n'a pas été décrit de processus de dégradation abiotique. Les seules voies de dissipation connues dans l'eau sont la dilution, l'advection et l'adsorption (US EPA 2016a).

A partir des données publiées dans la littérature scientifique, le rapport de l'Anses de mai 2011 relatif à la campagne nationale d'occurrence d'alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine détaille les modes de synthèse des PFAS, les pays producteurs de ces familles de molécules et les tonnages produits et émis dans l'environnement (Anses 2011a).

3.4. Méthodes d'analyse des PFAS dans les eaux destinées à la consommation humaine

3.4.1. Méthode d'analyse

Principes

L'analyse des alkyls perfluorés dans l'eau est généralement précédée d'une étape d'extraction. Celle-ci est réalisée habituellement :

- par extraction Liquide/Solide (méthode SPE) ; cette méthode présente l'avantage de consommer moins de solvant et d'être facilement automatisable. Les supports d'extraction les plus couramment utilisés sont des supports hydrophobes à base de silice greffée octyldécyle (C18), des supports copolymères (OASIS® HLB) ou des supports échangeurs d'ions (OASIS® WAX, Strata-X®) ;
- plus rarement en extraction Liquide/Liquide utilisant par exemple du méthyl tert-butyl éther (MTBE) ;
- et plus récemment, en méthode SPE sur disque, méthode apportant une meilleure robustesse de la méthode en présence de fortes teneurs en matières en suspension.

⁴ Règlement (UE) n°10/2011 de la Commission du 14 janvier 2011 concernant les matériaux et objets en matière plastique destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires.

L'étape de séparation et détection peut être réalisée par Chromatographie en phase Liquide couplée à un Spectromètre de Masse en Tandem (LC/MSMS) avec une ionisation par électro-nébulisation en mode négatif (ESI-) pour les molécules peu volatiles présentant une masse molaire élevée. La séparation chromatographique s'effectue généralement sur des colonnes en phase inverse de type C18, à l'aide d'un gradient composé de méthanol et d'eau avec l'ajout d'un additif (par exemple une solution d'acétate d'ammonium) afin de favoriser l'ionisation des composés.

Méthodes de références

Une norme a été publiée par l'AFNOR pour le PFOA et PFOS : **ISO 25101** [2009] - *Qualité de l'eau - Détermination du sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et de l'octanoate perfluoré (PFOA) - Méthode par extraction en phase solide et chromatographie liquide/spectrométrie de masse pour des échantillons non filtrés.*

Des travaux normatifs internationaux ont également été initiés pour proposer une méthode SPE LC/MSMS pour 27 PFAS. Cette méthode s'applique à des concentrations massiques ≥ 2 ng/L (variable selon les molécules). Sur les onze molécules faisant l'objet de la saisine, huit sont citées dans ce projet normatif.

Le DIN (organisme de normalisation allemand) dispose également d'une méthode normalisée pour l'analyse de dix per- et polyfluorés : **DIN 38407-42**.

Aux Etats-Unis, l'US EPA⁵ a également publié une méthode d'analyses de 14 perfluorés dans les eaux : **EPA Method 537** (2009) *Determination of selected perfluorinated alkyl acids in drinking water by solid phase extraction and liquid chromatography / tandem mass spectrometry (LC/MS/MS)*.

En France, à ce jour, 4 laboratoires d'analyse de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine sont agréés pour au moins un composé. Les composés les plus fréquemment agréés sont le PFOA et PFOS, au total 6 composés font l'objet d'un agrément.

Pour les trois polyfluorés, aucune méthode de référence n'est disponible et à ce jour et aucun laboratoire n'est agréé pour l'analyse de 6 des 11 composés.

3.4.2. Conservation et prétraitement des échantillons

Les échantillons sont généralement prélevés dans des flacons en polyéthylène haute densité (PEHD), comme préconisé dans la norme ISO 25101. Pour les EDCH, le résiduel de chlore présent dans les échantillons doit être neutralisé par ajout de thiosulfate de sodium par exemple. Les extractions doivent être réalisées dans un délai de deux semaines selon la norme ISO 25101.

3.4.3. Performances

Les limites de quantification des perfluorés dépendent de la méthode mise en œuvre et des facteurs de concentration lors de l'étape d'extraction. Elles sont généralement comprises entre 1 et 50 ng/L.

Aucune exigence de limite de quantification n'est établie pour les perfluorés dans l'arrêté méthode du 17 septembre 2003⁶.

Les incertitudes intra-laboratoires pour les laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux, sont de l'ordre de 40% (incertitude médiane).

⁵ United States Environmental Protection Agency

⁶ Arrêté du 17 septembre 2003 relatif aux méthodes d'analyse des échantillons d'eau et à leurs caractéristiques de performance

3.4.4. Difficultés analytiques et interférences

Prélèvements et conservation

Au cours de l'ensemble de la procédure de prélèvement et de stockage des échantillons, l'utilisation de matériaux en verre devrait être réduite au minimum afin de limiter les risques d'adsorption à la surface du verre et les risques de sous-estimation des résultats.

L'utilisation de matériaux contenant des polymères fluorés est à proscrire en raison du risque de surestimation par un relargage de PFAS.

Si la stabilité des métabolites ultimes tels que les PFOA, PFOS, PFHxA, PFHxS est avérée, il n'en est pas de même pour certaines molécules de dégradation intermédiaire qui peuvent se dégrader en métabolite ultime lors de la conservation des échantillons. C'est pourquoi il convient de réaliser des tests de stabilité des molécules analysées par dopage d'échantillons naturels lors de la validation de la méthode.

Préparation / extraction

Il est important de réaliser un blanc car les voies de contamination des échantillons en PFAS sont variées.

Détection

Les équipements LC constituent une source de contamination potentielle par les perfluorés (vannes, tuyaux et joints en PTFE, septums des vials...) qu'il convient de maîtriser par l'analyse régulière de blancs analytiques.

Le recours à des étalons internes isotopiques est indispensable pour garantir la fiabilité des résultats. L'application des critères d'identification généralement retenus pour la spectrométrie de masse (temps de rétention relatif, critères d'abondance relative des ions de diagnostic), permet d'éliminer les principaux risques d'interférences et erreurs d'identification.

Pour certains PFAS, aucun étalon commercial n'est disponible auprès des fournisseurs de laboratoires. Dans ce cas, les étalonnages et points de contrôles sont réalisés à partir des produits bruts fournis par les industriels avec un risque potentiel d'impuretés et de biais sur la concentration.

Le tableau IV résume les méthodes d'analyse mises en œuvre au LHN pour les molécules faisant l'objet du présent avis.

Tableau IV : Méthodes d'analyse mises en œuvre au LHN pour les onze PFAS faisant l'objet du présent avis

Noms des molécules	Acronyme	Formule	Méthode Analytique	LoQ (ng/L)
Sulfonate de perfluorobutane	PFBS	C ₄ F ₉ SO ₃ ⁻	LC/MSMS	4
Sulfonate de perfluorohexane	PFHxS	C ₆ F ₁₃ SO ₃ ⁻	LC/MSMS	4
Sulfonate de perfluorooctane	PFOS	C ₈ F ₁₇ SO ₃ ⁻	LC/MSMS	4
Acide perfluorobutanoïque	PFBA	C ₃ F ₇ COO ⁻	LC/MSMS	4
Acide perfluoropentanoïque	PFPeA	C ₄ F ₉ COO ⁻	LC/MSMS	4
Acide perfluorohexanoïque	PFHxA	C ₅ F ₁₁ COO ⁻	LC/MSMS	4
Acide perfluoroheptanoïque	PFHpA	C ₆ F ₁₃ COO ⁻	LC/MSMS	4
Acide perfluorooctanoïque	PFOA	C ₇ F ₁₅ COO ⁻	LC/MSMS	4
Acide sulfonique du 6:2 fluorotélomère	6:2 FTSA	C ₆ F ₁₃ CH ₂ CH ₂ SO ₃ ⁻	LC/MSMS	4
Acide sulfonique du 8:2 fluorotélomère	8:2 FTSA	C ₈ F ₁₇ CH ₂ CH ₂ SO ₃ ⁻	LC/MSMS	4
Sulfonamide alkylbétaine du 6:2 fluorotélomère	6:2 FTAB	C ₆ F ₁₃ C ₂ H ₄ S(O) ₂ N(H)C ₃ H ₆ N(CH ₃) ₂ CH ₂ CO ₂ H	LC/MSMS	25

Les concentrations des PFAS ont été déterminées en utilisant un automate d'extraction en phase solide (SPE) et un spectromètre de masse couplé à une chromatographie liquide (LC/MSMS). Pour s'affranchir de pertes éventuelles lors des traitements des échantillons et de l'analyse, une solution de 13 étalons internes marqués est ajoutée dès le début du protocole analytique. L'extraction et l'analyse de cette méthode sont décrites en détail dans la publication de Boiteux *et al.* (2016b).

Cette méthode analytique a été validée selon les recommandations du guide SANCO/12571/2013⁷. Les limites de quantification varient de 4 à 25 ng/L selon les molécules. Des contrôles qualité ont été mis en place pour chaque série analytique :

- des blancs d'extraction et des blancs analytiques pour s'affranchir d'éventuelles contaminations ;
- des points de contrôle (solution étalon à une concentration située en milieu de gamme) pour vérifier le bon déroulement des séquences analytiques ;
- des dopages d'échantillons (ajout d'une concentration connue de solution étalon) pour contrôler les performances de la méthode.

3.4.5. Méthodes globales et semi-globales

En raison de la diversité des PFAS susceptibles d'être présents dans l'environnement, des méthodes d'analyses globales ont récemment été développées afin d'accéder sous forme d'un indice fluor à un grand nombre de molécules. Deux techniques sont principalement utilisées à ce jour (Willach *et al.* 2016) :

- Dosage du fluor organique extractible (EOF) : cette approche est basée sur une extraction polymérique échangeur d'anions faibles suivie d'une élution au méthanol, et d'un dosage de fluor. Celle-ci permet d'accéder à un indice fluor issu des formes organofluorées neutres et anioniques ;
- Dosage du fluor organique adsorbable (AOF) : cette approche permet d'accéder à un plus grand nombre de molécules (cationiques, neutres, anioniques et zwitterion) adsorbables sur charbon actif.

La sensibilité de ces méthodes, de l'ordre du µg/L, n'est souvent pas compatible avec les niveaux de concentrations des ressources en eaux potables.

En complément de ces méthodes globales, il est possible de recourir à une méthode basée sur une oxydation des échantillons (carboxylation) suivie d'une analyse spécifique des métabolites ultimes par LC-ESI-MS/MS (Houtz *et al.* 2012). Cette méthode plus sensible que les deux précédentes, ne permet toutefois d'accéder qu'aux PFAS oxydables en PFCA. Celle-ci a été mise en œuvre avec succès au LHN sur des ressources en eaux potables et des eaux de consommation.

3.5. Description des concentrations en PFAS dans les eaux brutes au niveau national

3.5.1. Résultats des campagnes d'analyse du Laboratoire d'hydrologie de Nancy en eau brute

Début 2008, la Direction générale de la santé (DGS) a mandaté le LHN pour réaliser une campagne nationale d'occurrence d'alkyls perfluorés (Anses 2011a). Celle-ci a été menée en deux temps sur des eaux brutes et traitées. Une première campagne (été 2009) avait pour objectif de caractériser la présence de ces substances au niveau national. Un plan d'échantillonnage a été élaboré de façon à intégrer certains objectifs et notamment celui d'avoir, avec un minimum d'échantillons, des ouvrages dont le débit cumulé de production représente 20% de la production nationale d'eau potable. La seconde campagne (juin 2010) avait pour objectif de vérifier la contamination des sites de la première campagne et d'étudier de possibles fluctuations temporelles.

Les concentrations en PFAS ont été déterminées en utilisant un automate d'extraction en phase solide (SPE) et une chromatographie liquide couplée à une spectrométrie de masse en tandem

⁷ DG SANCO (2013) Guidance document on analytical quality control and validation procedures for pesticide residues analysis in food and feed. SANCO/12571/2013. 19 November 2013 rev. 0. 42 p.

(LC/MSMS). La méthode d'analyse est inspirée de la norme ISO 25101⁸ et a été validée suivant la norme NF T 90-210⁹ dans les trois types de matrices (eau de surface, eau souterraine et eau traitée).

La méthode analytique développée a permis de quantifier 3 PFSA (PFOS, PFHxS et PFBS) et 7 PFCA (PFDeA, PFNA, PFOA, PFHpA, PFHxA, PFPeA et PFBA) avec une limite de détection de 1 ng/L et une limite de quantification de 4 ng/L.

Les objectifs de la première campagne d'analyse (2009) étaient les suivants :

- réaliser une couverture nationale homogène en prenant en compte au moins deux prélèvements dans tous les départements, y compris les départements d'Outre-mer ;
- obtenir des points de prélèvements, dont les débits cumulés représentaient au moins 20 % de la production nationale (ainsi l'ouvrage produisant le débit le plus important a été retenu dans chaque département) ;
- réduire le biais entre les sites potentiellement contaminés et ceux pour lesquels l'occurrence de ces molécules étaient improbables (un point de prélèvement a été choisi aléatoirement dans chaque département et un autre a été laissé à l'appréciation de chaque Direction territoriale des ARS en fonction de leurs connaissances sur la vulnérabilité de la ressource).

Lors de la première campagne d'analyse, 262 échantillons d'eau brute ont été analysés.

Une seconde campagne d'analyse (2010) a été réalisée afin notamment de confirmer les résultats positifs de la première campagne. Un autre objectif a été d'établir une description des ressources en fonction de leur niveau de contamination afin de mener ultérieurement des études permettant d'identifier l'origine de la contamination sur les ressources les plus contaminées. 69 échantillons d'eau brute ont ainsi été réceptionnés et analysés.

Le tableau V présente le nombre de résultats de contamination par classe de concentration de chaque alkyl perfluoré faisant l'objet du présent avis et analysé dans les eaux brutes lors de la seconde campagne d'analyse du LHN.

⁸ Norme ISO 25101 (2009) Qualité de l'eau - Détermination du sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et de l'octanoate perfluoré (PFOA) - Méthode par extraction en phase solide et chromatographie liquide/spectrométrie de masse pour des échantillons non filtrés

⁹ Norme NF T 90-210 (2009) Protocole d'évaluation initiale des performances d'une méthode dans un laboratoire

Tableau V : Nombre de résultats de contamination par classe de concentration de chaque alkyl perfluoré faisant l'objet du présent avis et analysé dans les eaux brutes lors de la seconde campagne d'analyse du LHN (n = 69)

Sigles	Origine de l'eau	Classes de concentration (ng/L)						
		< 4	> 4 - < 10	> 10 - < 20	> 20 - < 30	> 30 - < 50	> 50 - < 70	> 70
PFBS	surface	34	2	0	0	0	0	0
	souterraine	29	4	0	0	0	0	0
PFHxS	surface	32	4	0	0	0	0	0
	souterraine	14	15	2	2	0	0	0
PFOS	surface	20	14	2	0	0	0	0
	souterraine	17	11	4	0	1	0	0
PFBA	surface	36	0	0	0	0	0	0
	souterraine	27	5	1	0	0	0	0
PFPeA	surface	36	0	0	0	0	0	0
	souterraine	29	1	2	1	0	0	0
PFHxA	surface	34	1	0	0	0	0	1
	souterraine	25	2	3	3	0	0	0
PFHpA	surface	36	0	0	0	0	0	0
	souterraine	30	1	2	0	0	0	0
PFOA	surface	28	8	0	0	0	0	0
	souterraine	25	7	1	0	0	0	0

Lors de la seconde campagne d'analyse du LHN, pour les molécules faisant l'objet du présent avis, la plupart des résultats de concentration en PFAS dans les eaux brutes étaient inférieurs à une dizaine de nanogrammes par litre.

3.5.2. Etude relative à l'impact des activités utilisant ou synthétisant des PFAS sur la qualité des ressources

L'impact d'activités utilisant ou synthétisant des PFAS sur la qualité des ressources d'eau potable a été étudié autour de trois sites industriels : une zone industrielle abritant une société synthétisant ces molécules, deux zones industrielles sur laquelle des sociétés utilisent des PFAS. Les résultats obtenus permettent de faire les observations suivantes :

- certains PFAS rejetés par ces activités industrielles étaient présents et détectés dans les ressources en eau potable situées à l'aval ;
- au niveau des ressources, sur les 43 PFAS recherchés, les PFAS retrouvés étaient majoritairement des PFAA (PFCA et PFSA). Globalement, seul un fluorotélomère (FT) était encore présent, le 6:2 FTSA même si d'autres FT (comme le 6:2 FTAB) étaient rejetés en très grandes quantités. Cela peut s'expliquer par une transformation des FT en PFCA à chaîne courte ou métabolites intermédiaires (6:2 FTSA) au cours de l'infiltration dans l'aquifère. La dégradation de FT accumulés depuis des dizaines d'années dans l'aquifère génère une production importante de métabolites ce qui peut expliquer les teneurs plus élevées dans les forages que dans la rivière, où aucun phénomène de transformation majeur n'a lieu ;

- au niveau des ressources, en somme de PFAS les concentrations pouvaient atteindre les 360 ng/L. Comparé à la première campagne d'analyse menée par le LHN en 2009 (cf. paragraphe 6), au cours de laquelle 262 ressources d'eau potable (eau souterraine et eau de surface) ont été analysées et où la concentration maximale rencontrée (sur la somme de 10 PFAA) atteignait 117 ng/L, les valeurs de la deuxième étude montraient que les ressources d'eau potable situées en aval de sites fortement émetteurs de PFAS étaient clairement impactées par ce type de contamination (Boiteux *et al.* 2016a).

3.5.3. Résultats issus des campagnes de prélèvement et d'analyse réalisées à la demande du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE)

Les PFAS ne sont pas inclus dans le contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine. A ce jour, les données nationales connues sont issues des travaux du LHN, publiés dans le rapport de mai 2011 relatif aux campagnes nationales d'occurrence des alkyls perfluorés dans les eaux brutes et distribuées. D'autres campagnes de prélèvement et d'analyse dites « exceptionnelles » ont été réalisées à la demande de la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du MEDDE :

- campagne de 2011 portant sur les eaux souterraines en métropole (BRGM) (Lopez B. *et al.* 2013a) ;
- campagne de 2012 portant sur les eaux de surface dans les Départements d'outre-mer et en métropole et portant sur les eaux souterraines dans les DOM (Onema pour la maîtrise d'ouvrage ; INERIS, BRGM et IFREMER pour la mise en œuvre technique) (Botta *et al.* 2014);
- campagne de 2012 portant sur les eaux souterraines dans les DOM (BRGM) (Lopez B. *et al.* 2013b).

Le tableau VI résume les résultats de ces campagnes de prélèvement et d'analyse en 2011 et 2012 pour les PFAS qui font l'objet du présent avis.

Tableau VI : Résultats des campagnes dites « exceptionnelles » 2011 et 2012 à la demande de la DEB du MEDDE pour les PFAS qui font l'objet du présent avis (n : nombre d'échantillons ; FQ : fréquence de quantification en % ; LQ_{max} : limite de quantification maximale en µg/L)

Nom de la molécule et abréviation	Numéro CAS	Campagne eaux souterraines - Métropole			Campagne eaux surface - Métropole et DOM			Campagne eaux souterraines - DOM			
		n	FQ (%)	LQ _{max} (µg/L)	n	FQ (%)	LQ _{max} (µg/L)	n	FQ (%)	LQ _{max} (µg/L)	
Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	375-22-4	molécule non recherchée			molécules non recherchées	molécule non recherchée			molécule non recherchée		
Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)	2706-90-3	molécule non recherchée				molécule non recherchée			molécule non recherchée		
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	307-24-4	954	8,6	0,005		molécule non recherchée			molécule non recherchée		
Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	375-85-9	954	4,6	0,005		80	18,8	0,001	molécule non recherchée		
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	335-67-1	954	11,2	0,005		80	22,5	0,001	molécule non recherchée		
Sulfonate de perfluorobutane (PFBS)	375-73-5	molécule non recherchée				molécule non recherchée			molécule non recherchée		
Sulfonate de perfluorohexane (PFHxS)	355-46-4	954	20,3	2		molécule non recherchée			molécule non recherchée		
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	1763-23-1	954	20,2	0,005		80	23,8	0,001	molécule non recherchée		
Acide sulfonique du 6:2 fluorotélomère (6:2 FTSA)	27619-97-2	molécule non recherchée				molécule non recherchée			molécule non recherchée		
Sulfonamide alkylbétaine du 6:2 fluorotélomère (6:2 FTAB)	34455-29-3	molécule non recherchée				molécule non recherchée			molécule non recherchée		
Acide sulfonique du 8:2 fluorotélomère (8:2 FTSA)	39108-34-4	molécule non recherchée			molécule non recherchée			molécule non recherchée			

3.6. Evolution des concentrations en PFAS dans les filières de traitement des eaux

Dans les usines de production d'eau potable, les procédés classiques de clarification et de désinfection sont inefficaces pour éliminer les PFAS. Seuls les procédés de rétention sur charbon actif et sur résines échangeuses d'ions et les procédés membranaires (nanofiltration et osmose inverse) permettent de diminuer la concentration en PFAS avec des efficacités qui varient en fonction des propriétés physico-chimiques des PFAS (Merino *et al.* 2016, McCleaf *et al.* 2017, Pan *et al.* 2016).

Procédés conventionnels de clarification des eaux

Les propriétés physico-chimiques spécifiques des PFAS dans les eaux (solubilité dans l'eau) expliquent que ces molécules ne sont pas éliminées par les procédés conventionnels de traitement des eaux du type coagulation, floculation / décantation (Shivakoti *et al.* (2010) ; Takagi *et al.* (2011) ; Dauchy *et al.* (2016)). Ces résultats sont corroborés par d'autres auteurs lors de l'étude de l'efficacité de stations de traitement au Sud-Ouest du Queensland, en Australie (Thompson *et al.* 2011a) ou à Amsterdam, aux Pays-Bas (Eschauzier *et al.* 2012). Une coagulation avec des sels d'aluminium (par exemple 10 à 60 mg/L de sulfate d'aluminium à un pH de 6,5 à 8) est inefficace pour le traitement du PFOS et du PFOA dans les eaux (Xiao *et al.* 2013). Des rendements de l'ordre de 25 à 35 % ont été obtenus en augmentant la dose de coagulant jusqu'à 110 mg/L et en

diminuant le pH de l'eau (4,5 – 6,5). Dans la même étude, les auteurs ont montré qu'une coagulation au chlorure ferrique (10-110 mg//L) conduit à des rendements d'élimination en PFOS et du PFOA similaires à ceux obtenus avec le sulfate d'aluminium.

Procédés d'oxydation

Les PFAS ne possèdent pas de doubles liaisons carbone-carbone et pas de groupements fonctionnels réputés réactifs avec un agent oxydant comme l'ozone. Au contraire, les fortes liaisons carbone-fluor, l'absence de liaisons C-H et la présence de groupes fonctionnels attracteurs d'électrons –COOH ou –SO₃H dans les molécules de PFCA et de PFSA expliquent que ces molécules ne sont pas dégradées par l'ozone moléculaire et par les procédés d'oxydation avancée générant des radicaux hydroxyles (Rahman *et al.* 2014).

Après une filtration sur sable, l'efficacité d'un procédé d'oxydation par ozonation a été étudiée par Dauchy *et al.* (2016) et les résultats montrent une augmentation de la teneur totale en PFAS, avec une augmentation significative de celle du 6:2 FTSA. Cette augmentation pourrait être liée à une transformation de certains polyfluorés comme le 6:2 FTAB en 6:2 FTSA.

Par ailleurs, du PFSA et du PFCA peuvent se former dans la filière de traitement des eaux à partir de la dégradation par ozonation de polyfluorés contenant des liaisons C-H (Takagi *et al.* (2011) ; Rahman *et al.* (2014) ; Dauchy *et al.* (2016), Boiteux *et al.* (2017)). Une augmentation des concentrations en PFOA et PFAS a été observée après ozonation d'eaux usées par Flores *et al.* (2013). Les auteurs émettent l'hypothèse d'une transformation de précurseurs par les bactéries.

Le chlore n'est *a priori* pas susceptible d'oxyder les PFAS dans les procédés habituels de traitement des eaux. Ainsi, les concentrations en PFAS n'étaient pas diminuées par les étapes de chloration ou de chloramination (Quiñones *et al.* 2009).

Adsorption sur charbon actif

Plusieurs études montrent que le charbon actif en grains est relativement efficace pour éliminer les PFOS et PFOA. L'affinité du PFOS pour le charbon actif est comparable à celle du trichloréthylène et du 2-chlorophénol. Takagi *et al.* (2011) ont constaté une élimination de 69 à 100 % des PFOS et PFOA sur des filtres à charbon actif en grains (CAG) équipant cinq usines de traitement d'eau potable à Osaka (Japon). Ils constatent néanmoins que l'efficacité du charbon diminue très rapidement avec l'âge du charbon. Ils considèrent qu'un âge de charbon de un an est un maximum pour avoir une élimination des PFOA et PFAS. Pour des concentrations en PFOS de 1,3 à 4,9 ng/L et en PFOA de 15 à 42 ng/L, ils estiment la capacité d'adsorption du charbon à 520 ng PFOA/g charbon. La capacité d'adsorption du charbon avait été estimée à 1100 ng/g par Hansen *et al.* (2010).

Eschauzier *et al.* (2012) ont montré que seule l'étape de filtration sur CAG est capable de réduire les concentrations en PFAS dans une station de traitement située à Amsterdam (Pays-Bas). Au cours de ce traitement, les teneurs en PFAS comportant les chaînes carbonées les plus longues (e.g. PFNA et PFOS) diminuaient par adsorption sur charbon actif en grains, avec des teneurs à l'aval de cette étape de traitement inférieures aux limites de quantification (respectivement de 0,24 ng/L pour le PFNA et 0,23 ng/L pour le PFOS). Ils ont cependant constaté que les teneurs en PFAS à courte chaîne carbonée (e.g. PFBA et PFBS) n'étaient pas significativement réduites par l'étape de filtration sur CAG. Cette étude confirme les données de Takagi *et al.* (2011) et met aussi en évidence une diminution de l'efficacité du charbon actif avec l'augmentation du rapport volume d'eau passé (m³) sur masse de charbon actif en grain (kg) Ils ont également constaté que les isomères ramifiés étaient moins adsorbables sur CAG que les isomères linéaires. Flores *et al.* (2013) ont constaté un abattement partiel pour le PFOA (41 %) et pour le PFOS (63 %) par adsorption sur CAG pour des concentrations de quelques ng/L à l'entrée d'une station de traitement située en Espagne.

L'ensemble des auteurs ont parfois constaté une augmentation des concentrations en PFOA et PFOS à courte chaîne en sortie des filtres à charbon actif en grains. Ceci s'explique par des mécanismes d'adsorption sur le charbon actif, la cinétique d'adsorption des chaînes longues étant plus rapide que celle des chaînes courtes. Par ailleurs, il y a souvent compétition d'adsorption avec d'autres molécules organiques ou avec la matière organique d'origine naturelle. Il peut donc y avoir

très rapidement saturation des sites d'adsorption conduisant à un « perçage » des filtres et à un relargage des molécules adsorbées, les molécules à courte chaîne étant désorbées en premier.

Dauchy *et al.* (2016) ont constaté, dans une étude visant à examiner le comportement des perfluorés dans les chaînes de traitement, une légère augmentation de la teneur cumulée en PFAS en sortie de filtres à charbon actif en grains, excepté le 6:2 FTAB qui serait retenu au sein du filtre et pourrait être converti en PFCA et 6:2 FTSA. Ce résultat observé dans l'étude n'est peut-être pas généralisable à l'ensemble des sites utilisant ce type de traitement, car le résultat dépend de la présence de précurseurs.

En résumé le CAG est assez efficace pour éliminer les PFAS et PFOS mais à condition que son âge ne soit pas supérieur à un an, ce qui impose des régénérations fréquentes.

Dudley *et al.* (2012) ont démontré que l'utilisation de charbon actif en poudre (CAP) à base de bois était meilleure pour diminuer les concentrations en PFAS dans les eaux comparativement aux CAP à base de noix de coco, de lignite ou de houille bitumineuse. Dans un échantillon d'eau ultra pure tamponnée (pH=7), à la concentration initiale de PFAS de 500 ng/L, une dose de 15 mg/L de CAP à base de bois conduit à une diminution de plus de 70 % des concentrations en PFAS pour 8 molécules, après 15 min de temps de contact. Comme pour le charbon actif en grains, plus la chaîne carbonée des molécules est courte, moins l'adsorption sur CAP est importante (40 % d'efficacité pour le PFPeA, % d'efficacité négligeable pour les molécules présentant une chaîne carbonée plus courte que PFBA). De même que pour le CAG, un phénomène de compétition intervient pour l'adsorption de ces molécules en présence de matière organique et l'efficacité du CAP pour l'abattement des PFAS et PFOA est nettement diminuée en présence de matière organique naturelle de l'eau. Un plus fort taux de diminution des concentrations en PFAS en utilisant du CAP (60-90%) comparativement à l'utilisation du CAG (20-40%) a été rapportée par Hansen *et al.* (2010). Lors d'expériences en laboratoire ils ont rapporté un abattement de plus de 70 % des PFAS présents à des concentrations inférieures à 500 ng/L avec un taux de traitement en CAP de 15 mg/L avec un temps de contact de 15 mn. Les cinétiques d'adsorption sont plus rapides avec le CAP car les surfaces de contact sont plus grandes mais les auteurs considèrent que le CAP doit être utilisé comme réactif de crise et non pas en traitement continu pour l'élimination du bruit de fond de pollution constaté en PFOS et PFAS.

Résines échangeuses d'ions

La rétention des PFCA et des PFAS sur des résines échangeuses d'anions résulte d'interactions électrostatiques (échange d'ions) et d'interactions hydrophobiques (adsorption). Les paramètres influençant la rétention sur la résine dont la longueur de la chaîne carbonée du composé fluoré, l'hydrophobicité du groupement fonctionnel et la porosité de la résine (Rahman *et al.* (2014) ; Zaggia *et al.* (2016)).

Une étude apporte la démonstration d'une diminution des concentrations en PFAS dans les filières de traitement de l'eau par la mise en œuvre d'une résine échangeuse d'anion imprégnée d'oxyde de fer qui a été utilisée dans le New Jersey pour le traitement de l'arsenic. Cette étude a montré que de faibles concentrations en PFAS en entrée de station de traitement (de < 0,25 à 120 ng/L) peuvent être diminuées notamment pour des PFCA à longues chaînes (54 % pour PFHpA et 76 % pour PFOA) et pour les PFSA (83%, >97% et >90% pour le PFBS, le PFHxS et le PFOS respectivement). Néanmoins, cette résine ne permettait pas de traiter les PFAS à courtes chaînes carbonées (PFBA, PFPeA et PFHxA) (Appleman *et al.* 2014).

Zaggia *et al.* (2016) ont étudié trois résines échangeuses d'anions (Purolite® A520E, A600E et A532E) pour traiter de faibles concentrations en PFOA, PFOS, PFBA et PFBS dans de l'eau à l'entrée du procédé de traitement de l'eau potable. Les auteurs montrent que plus l'hydrophobicité du groupe fonctionnel de la résine est élevée, plus la capacité de rétention des PFAS à chaîne courte ou longue est élevée et que plus la chaîne carbonée des PFAS est courte, plus la rétention est limitée. Ils ont constaté que la capacité de rétention des résines est plus importante pour les composés sulfonés que pour les composés carboxylés. Des conclusions similaires ont été obtenues par McCleaf *et al.* (2017) à partir d'une étude pilote consistant à filtrer durant 217 jours (volume

d'eau filtré 63 000 volumes de lit) une eau de distribution dopée par 14 PFAS (≈ 100 ng/L par composé) sur une colonne de résine anionique forte (Purolite A-600).

Procédés membranaires

Dans une publication relative à la nanofiltration (membranes NF270 et NF200 (Dow/Filmtec), DK et DL (Osmonics)), Steinle-Darling *et al.* (2008) ont trouvé des pourcentages de réjection supérieurs ou égaux à 95 % pour la majorité des 15 PFAS étudiés. Le PFPeA ne présentait un taux de réjection que de 72 %, probablement dû à la petite taille de cette molécule, tandis que le PFOSA présentait un taux de réjection variant de 42 à plus de 98 %, en fonction du type de membrane. Pour cette dernière molécule, les auteurs pensent que la neutralité électrostatique pourrait expliquer ce plus faible taux de rejet.

Aux Etats-Unis, Quiñones *et al.* (2009) ont étudié l'efficacité de sept filières de potabilisation différentes pour le traitement d'une eau présentant des teneurs significatives en huit PFAS. Ils ont observé une différence notable des teneurs en PFAS entre l'eau brute et l'eau traitée uniquement pour la filière utilisant un traitement membranaire (microfiltration / osmose inverse). Flores *et al.* (2013) ont constaté une efficacité de l'abattement des concentrations en PFOS et en PFOA de plus de 99 % dans une filière comportant une osmose inverse.

Thompson *et al.* (2011a) ont étudié l'élimination des PFAS dans une station d'épuration équipée d'un traitement d'osmose inverse précédé par une unité d'ultrafiltration. Ils ont constaté une diminution des concentrations en PFAS en dessous des limites de détection analytiques. Les PFAS adsorbés sur les matières en suspension et/ou les colloïdes étaient déjà éliminés par l'ultrafiltration. C'est néanmoins l'étape d'osmose inverse qui expliquait majoritairement la diminution de la concentration en PFAS dans cette filière de traitement. Dauchy *et al.* (2016) ont également constaté l'efficacité de la nanofiltration sur l'élimination d'une cinquantaine de perfluorés détectés dans l'EDCH.

Tang *et al.* (2006) ont montré que l'osmose inverse pouvait être un moyen d'éliminer le PFOS des rejets de l'industrie du secteur électronique (réjection d'au moins 99 %), à condition que certains solvants présents soient préalablement retirés afin d'éviter les phénomènes de compétition.

3.7. Description des teneurs en PFAS dans les eaux du robinet

3.7.1. Synthèse bibliographique des teneurs en PFAS dans les eaux du robinet

L'annexe 1 résume des résultats figurant dans la littérature internationale concernant les teneurs en PFAS dans les eaux du robinet pour les molécules faisant l'objet de la saisine de la DGS (*cf.* tableau II). Afin de reprendre et compléter les résultats présentés dans le rapport de l'Anses de mai 2011 relatif à la campagne nationale d'occurrence des alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine, une nouvelle requête bibliographique a été réalisée.

Même si les fréquences de recherche de PFAS diffèrent selon les molécules, les plus souvent recherchées dans les eaux destinées du robinet étant le PFOS et le PFOA, il apparaît que la concentration moyenne en PFAS dans ce type d'eau est de l'ordre du nanogramme voire de la dizaine de nanogrammes par litre et que les plus fortes concentrations peuvent atteindre la centaine de nanogrammes par litre.

3.7.2. Résultats des campagnes d'analyse d'eau traitée du Laboratoire d'hydrologie de Nancy (2009 et 2010)

Le contexte de cette étude, les méthodes d'analyse mises en œuvre et les objectifs des deux campagnes de prélèvement et d'analyse ont déjà été présentés au paragraphe 3.5.

Pour la première campagne d'analyse, 41 échantillons provenant de ressources d'eau contaminées ont été analysés.

Dans un deuxième temps, une seconde campagne d'analyse a été réalisée afin notamment de confirmer les résultats positifs de la première campagne. 69 échantillons d'eau traitée ont ainsi été réceptionnés et analysés.

Le tableau VII présente le nombre de résultats de contamination par classe de concentration pour chaque alkyl perfluoré faisant l'objet du présent avis et analysé dans les eaux traitées lors de la seconde campagne d'analyse du LHN.

Tableau VII : Nombre de résultats de contamination par classe de concentration pour chaque alkyl perfluoré faisant l'objet du présent avis et analysé dans les eaux traitées lors de la seconde campagne d'analyse du LHN (n = 69)

Sigles	Origine de l'eau	Classes de concentration (ng/L)					
		< 4	> 4 - < 10	> 10 - < 20	> 20 - < 30	> 30 - < 70	> 70
PFBS	surface	37	1	0	0	0	0
	souterraine	28	1	2	0	0	0
PFHxS	surface	34	3	1	0	0	0
	souterraine	21	8	2	0	0	0
PFOS	surface	30	6	2	0	0	0
	souterraine	20	8	2	1	0	0
PFBA	surface	36	2	0	0	0	0
	souterraine	26	4	1	0	0	0
PFPeA	surface	32	5	0	1	0	0
	souterraine	27	1	2	1	0	0
PFHxA	surface	26	10	0	0	1	1
	souterraine	24	2	3	2	0	0
PFHpA	surface	35	2	1	0	0	0
	souterraine	27	2	2	0	0	0
PFOA	surface	33	4	1	0	0	0
	souterraine	26	5	0	0	0	0

Lors de la seconde campagne d'analyse du LHN, pour les molécules faisant l'objet du présent avis, la plupart des résultats de concentration en PFAS dans les eaux traitées sont inférieurs à une dizaine de nanogrammes par litre.

3.8. Description des teneurs en PFAS dans les eaux conditionnées

3.8.1. Synthèse bibliographique des teneurs en PFAS dans les eaux conditionnées

L'annexe 2 résume des résultats figurant dans la littérature internationale concernant les teneurs en PFAS dans les eaux conditionnées pour les molécules faisant l'objet de la saisine de la DGS (cf. tableau II). Afin de reprendre et compléter les résultats présentés dans le rapport de l'Anses de mai 2011 relatif à la campagne nationale d'occurrence des alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine, une nouvelle requête bibliographique a été réalisée.

Même si les fréquences de recherche de PFAS diffèrent selon les molécules, il apparaît que la contamination des eaux embouteillées est plus faible que celle des eaux du robinet, les plus fortes concentrations en PFAS dans les eaux embouteillées étant de l'ordre du nanogramme par litre.

3.8.2. Résultats des analyses d'eau conditionnée du Laboratoire d'hydrologie de Nancy (2013)

En 2013, le laboratoire d'hydrologie de Nancy a analysé 168 échantillons d'eaux conditionnées commercialisées en France pour l'ensemble des molécules faisant l'objet de cet avis (cf. tableau II page 3) excepté le 6:2 FTAB. Ce plan d'échantillonnage représente 150 sources d'eau destinées à produire de l'eau conditionnée réparties sur environ 60 départements.

La figure 2 présente la répartition des 168 échantillons analysés par type d'eau conditionnée.

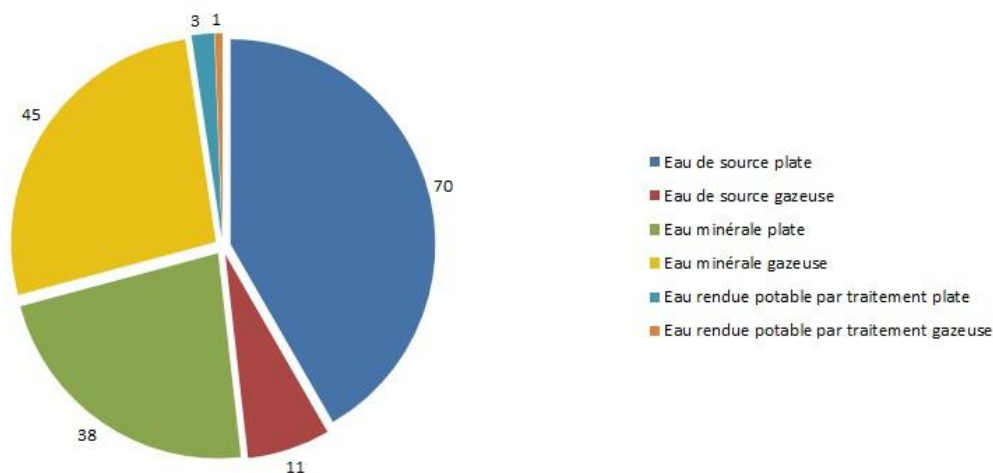


Figure 2 : Répartition des 168 échantillons analysés par le LHN pour dix PFAS par type d'eau conditionnée

Les analyses ont été réalisées par extraction hors-ligne en phase solide puis détection et quantification par chromatographie liquide couplée à de la spectrométrie de masse en tandem (Offline SPE – LC/MSMS) avec une limite de quantification de 4 ng/L. Le rendement de cette méthode d'analyse est compris entre 70 et 130 %.

Huit échantillons présentaient au moins une concentration supérieure à la limite de quantification pour les dix molécules de la saisine, soit 4,8 % de l'ensemble des échantillons analysés. Ces échantillons étaient issus de trois départements : Loire (n = 1), Savoie (n = 1) et Ardèche (n = 6) mais néanmoins tous issus de sources différentes.

Parmi les 32 molécules recherchées dans l'étude du LHN, cinq n'ont jamais été quantifiées : 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, PFBA, PFHpA et PFPeA.

La figure 3 présente la distribution des concentrations quantifiées pour les huit échantillons positifs. Lorsque les concentrations étaient inférieures à la limite de quantification, ces dernières ont été considérées égales à zéro.

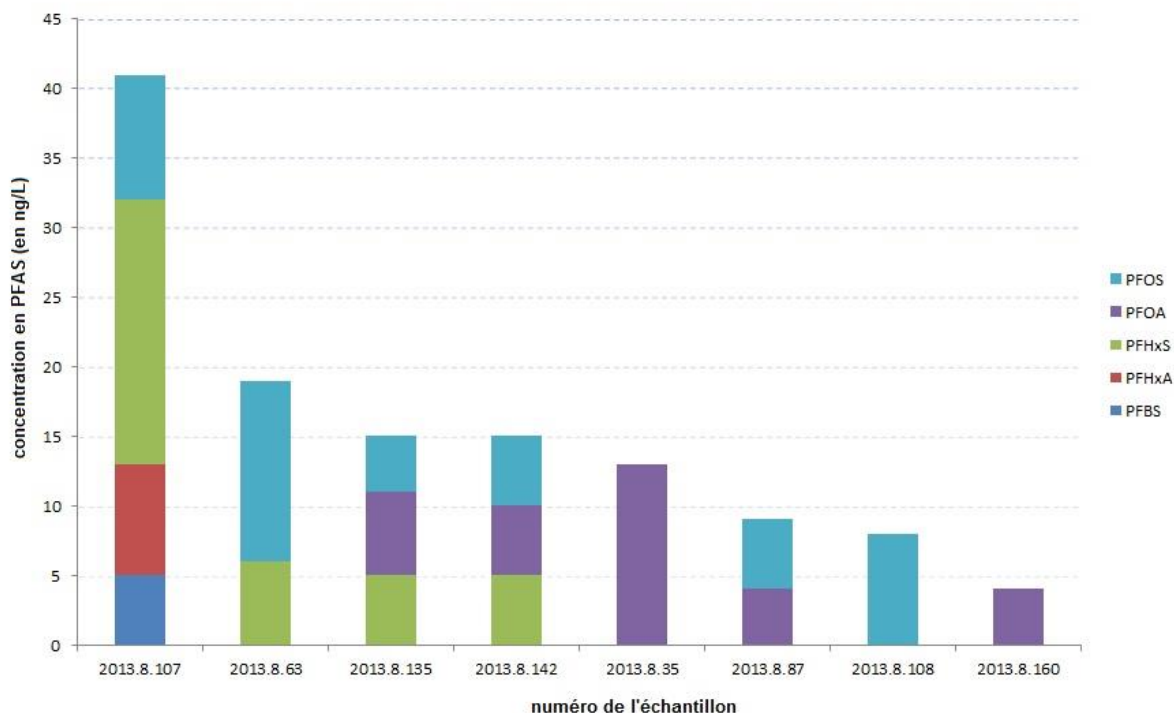


Figure 3 : Distribution des concentrations cumulées en PFAS pour les huit échantillons positifs de l'étude du LHN dans les eaux conditionnées (en ng/L)

Le Laboratoire d'hydrologie de Nancy a plus largement analysé 32 molécules per- ou polyfluorées au cours de cette étude. Seules cinq molécules (15,6 %) ont été quantifiées au moins une fois. Les résultats de la figure 3 ne sous-estiment donc pas les niveaux de contamination des échantillons par les PFAS.

3.9. Contribution de l'exposition hydrique à l'exposition alimentaire

Six échantillons d'eau ont été constitués dans plusieurs régions de France et lors de plusieurs saisons afin de tenir compte d'une variabilité spatiale (régionalisation de l'échantillonnage) et temporelle (saisonnalité de l'échantillonnage) de la contamination des eaux par les PFAS. Trois échantillons étaient chacun constitués de 15 sous-échantillons d'eau du robinet et les trois autres échantillons étaient constitués de 15 sous-échantillons d'eau de source, choisis en fonction des niveaux de consommation renseignés par l'étude INCA2 (Anses 2006-2007).

Les autres aliments ont été échantillonnés et analysés selon un protocole décrit dans le rapport de la seconde étude de l'alimentation totale (Anses 2011b).

Le tableau VIII résume les expositions hydriques et alimentaires totales en moyenne et au 95^{ème} percentile ainsi que la contribution hydrique moyenne pour les adultes et les enfants pour les différents PFAS intégrés dans la seconde étude de l'alimentation totale (Anses EAT2 2006-2010) et faisant l'objet du présent avis.

Tableau VIII : Expositions hydriques et alimentaires totales en moyenne et au 95^{ème} percentile ainsi que la contribution hydrique moyenne pour les adultes et les enfants pour les molécules de PFAS faisant l'objet du présent avis (EAT2 2006-2010)

	Expo hydrique adulte (ng.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)		Expo totale adulte (ng.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)		Contribution hydrique adulte (%)	Expo hydrique enfant (ng.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)		Expo totale enfant (ng.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)		Contribution hydrique enfant (%)
	Moy	P95	Moy	P95		Moy	P95	Moy	P95	
PFBA	0,03	0,11	2,57	4,39	1,3	0,05	0,15	5,29	10,92	1,0
PFBS	0,02	0,05	1,16	2,08	1,36	0,02	0,06	2,34	4,72	1,0
PFHpA	0,17	0,78	0,76	1,54	22,9	0,26	1,07	1,73	3,99	15,2
PFHxA	0,08	0,31	0,86	1,67	9,4	0,12	0,38	2,02	4,43	6,0
PFHxS	0,02	0,07	0,38	0,70	4,8	0,03	0,08	0,86	1,88	3,1
PFOA	0,17	0,71	0,74	1,50	23,2	0,26	0,96	1,55	3,24	16,7
PFOS	0,02	0,06	0,66	1,15	2,6	0,03	0,07	1,38	2,88	1,9
PFPeA	0,03	0,12	1,50	2,60	2,3	0,05	0,15	3,23	6,67	1,5

Il apparaît que la contribution de l'exposition hydrique par rapport à l'exposition alimentaire totale varie environ entre 1,3 et 24 % chez les adultes et entre 1 et 17 % chez les enfants en fonction des molécules.

3.10. Toxicologie et valeurs toxicologiques de référence

3.10.1. Acide perfluorobutanoïque (PFBA)

Un rapport du Comité d'experts spécialisé « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » de février 2017 détaille les données toxicologiques de l'acide perfluorobutanoïque (PFBA) (Anses 2017a).

L'absorption par voie orale du PFBA après administration par gavage chez des rats Sprague-Dawley et des souris SD-1 est rapide et relativement complète. Suite à une exposition par voie orale, les faibles valeurs des volumes de distribution indiquent que le PFBA est très peu distribué dans les tissus. L'ensemble des données convergent vers une élimination rapide du PFBA. Chez toutes les espèces étudiées (rat, souris, singe), l'urine est la voie d'excrétion principale. L'élimination *via* les fèces est quant à elle négligeable (Chang *et al.* 2008).

Il n'y a pas de donnée de toxicité aiguë, de génotoxicité, de cancérogénicité et peu de résultats relatifs à la toxicité sur la reproduction et le développement pour le PFBA. Cependant, aucun effet cancérogène n'est suggéré dans les données disponibles portant sur la toxicité générale du PFBA (Butenhoff *et al.* 2012a, Das *et al.* 2008). Au total, trois études animales de toxicité par exposition répétée (28 jours, 90 jours, et toxicité sur le développement) sont disponibles pour évaluer ce composé. Elles ont notamment mis en évidence des effets sur la thyroïde, sur le foie et sur le développement.

Le tableau IX résume les données de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique de référence (VTR) du PFBA.

Tableau IX : Résumé de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique de référence (VTR) du PFBA

Durée	Modèle	Nombre d'animaux	Mode d'exposition	Doses d'exposition	Effets observés à la DMENO ¹⁰	DSENO ¹¹	Référence
90 jours	rat Sprague-Dawley	10/sexe/dose	gavage	0 ; 1,2 ; 6 et 30 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	à 30 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ augmentation absolue et relative du poids du foie hypertrophie hépatocellulaire effets thyroïdiens non significatifs	6 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Butenhoff et al. (2012a)

La valeur toxicologique indicative¹² (VTi) du PFBA est construite après un ajustement allométrique basé sur le poids corporel appliqué à la dose sans effet nocif observé (DSENO) pour estimer une dose équivalente chez l'Homme sur laquelle est appliquée un facteur d'incertitude de 75 (2,5 pour l'incertitude inter-espèces basée sur la toxicodynamie, 10 pour l'incertitude intra-espèce et 3 pour l'extrapolation d'une étude subchronique à chronique). *In fine*, la VTi chronique par voie orale du PFBA est estimée égale à **0,024 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹** (Anses 2017a).

3.10.2. Sulfonate de perfluorobutane (PFBS)

Un rapport du Comité d'experts spécialisés « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » de février 2017 détaille les données toxicologiques du sulfonate de perfluorobutane (PFBS) (Anses 2017b).

L'absorption par voie orale du PFBS est rapide chez les rats Sprague-Dawley (Olsen *et al.* 2009). La distribution a été étudiée par l'estimation des temps de demi-vie sérique chez le singe et le rat. Le métabolisme du PFBS chez les mâles semble plus faible que chez les femelles (Chengelis *et al.* 2009). Il n'y a pas de donnée relative à la métabolisation du PFBS. L'urine est la voie majeure d'élimination du composé, que ce soit par voie orale ou par voie intraveineuse. De plus, cette élimination est rapide (Olsen *et al.* 2009).

Une DL₅₀ du PFBS a été identifiée et est égale à 430 mg.kg p.c.⁻¹.

A ce jour, deux études animales de toxicité par exposition répétée (90 jours et 2-génération) permettent d'évaluer ce composé. Elles ont notamment mis en évidence des effets rénaux et hépatiques. Les effets rénaux sont les plus reproductibles dans les études disponibles : une hyperplasie tubulaire est en effet observée dans l'étude 90 jours et dans l'étude 2 générations, à la fois chez les parents et chez les petits de la génération F1 (Lieder P.H. *et al.* 2009a, Lieder *et al.* 2009b).

¹⁰ DMENO : Dose minimale avec effet nocif observé (traduction de l'anglais LOAEL)

¹¹ DSENO : Dose sans effet nocif observé (traduction de l'anglais NOAEL)

¹² Une valeur toxicologique indicative (VTi) pourra être proposée lorsque les conditions nécessaires à l'élaboration d'une VTR ne sont pas remplies et qu'une évaluation quantitative de risque sanitaire (EQRS) est nécessaire dans un contexte d'exposition donné :

1. en cas d'insuffisance des données disponibles sur la substance pour caractériser le danger de la substance ou de doute sur l'adversité de l'effet. Dans ce cas, une veille bibliographique sera menée par l'Anses sur ces substances en vue de remplacer les valeurs toxicologiques indicatives par des VTR si de nouvelles données le permettent ;
2. en cas de contraintes de temps et/ou de ressources. Dans ce cas, la valeur toxicologique indicative serait élaborée au mieux dans le temps imparti, puis un travail complémentaire sera le cas échéant réalisé afin de proposer une VTR.

Il s'agit d'une valeur indicative moins robuste que la VTR présentant ainsi un niveau de confiance faible.

Il n'y a pas dans la littérature de données de génotoxicité ni de cancérogénicité. Cependant, aucun effet cancérogène n'est suggéré dans les données disponibles ayant porté sur la toxicité générale du PFBS (Lieder P.H. *et al.* 2009a, Lieder *et al.* 2009b).

Le tableau X résume les données de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique de référence (VTR) du PFBS.

Tableau X : Résumé de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique de référence (VTR) du PFBS

Durée	Modèle	Nombre d'animaux	Mode d'exposition	Doses d'exposition	Effets observés	BMDL ₁₀	Référence
70 jours (étude 2 générations ; génération F ₀)	rat Sprague-Dawley	30/sexe/dose	gavage	0 ; 30 ; 100 ; 300 et 1000 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	hyperplasie tubulaire	24 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Lieder <i>et al.</i> (2009b)

La valeur toxicologique de référence (VTR) du PFBS est construite après un ajustement allométrique basé sur le poids corporel appliqué à la benchmark dose au seuil de réponse de 10 % (BMDL₁₀) pour estimer une dose équivalente chez l'Homme sur laquelle est appliquée un facteur d'incertitude de 75 (2,5 pour l'incertitude inter-espèces basée sur la toxicodynamie, 10 pour l'incertitude intra-espèce et 3 pour l'extrapolation d'une étude subchronique à chronique). *In fine*, la VTR chronique par voie orale du PFBS est estimée égale à **0,08 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹** (Anses 2017b).

3.10.3. Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)

Un rapport du Comité d'experts spécialisés « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » de février 2017 détaille les données toxicologiques de l'acide perfluorohexanoïque (Anses 2017c).

L'absorption par voie orale du PFHxA après administration par gavage chez des rats Sprague-Dawley est rapide pour des doses comprises entre 50 et 300 mg.kg p.c.⁻¹. La distribution a été étudiée par l'estimation des temps de demi-vie sérique chez le singe et le rat. Il n'y a pas de donnée relative à la métabolisation du PFHxA. L'élimination de cette molécule est rapide et essentiellement urinaire (Chengelis *et al.* 2009).

La DL₅₀ du PFHxA est supérieure à 550 mg.kg p.c.⁻¹ (Loveless *et al.* 2009).

Les études disponibles sur le PFHxA ont mis en évidence différents effets, notamment aux niveaux hépatique et rénal. Aucun effet génotoxique n'a été mis en évidence dans un test d'Ames et un test d'aberration chromosomique *in vitro* (Loveless *et al.* 2009). Aucun effet cancérogène n'est observé chez le rat dans une étude de toxicité chronique (Klaunig *et al.* 2015).

Les effets développementaux et reprotoxiques du PFHxA ont été décrits par une étude sur une génération et par une étude développementale conformes aux lignes directrices OCDE 414 et 415 respectivement (Loveless *et al.* 2009) ainsi que par une étude combinée de reprotoxicité et de toxicité sur le développement (Charles River Laboratories 2011).

Le tableau XI résume les données de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique de référence (VTR) du PFHxA.

Tableau XI : Résumé de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique de référence (VTR) du PFHxA

Durée	Modèle	Nombre d'animaux	Mode d'exposition	Doses d'exposition	Effets observés à la DMENO	DSENO	Référence
2 ans	rat Sprague-Dawley	70/sexe/dose sauf 60/sexe à la plus forte dose	gavage	0 ; 2,5 ; 15 et 100 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ pour les mâles 0 ; 5 ; 30 et 200 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ pour les femelles	à 200 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ chez les femelles effets rénaux (nécrose papillaire et dégénérescence tubulaire)	30 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Klaunig <i>et al.</i> (2015)

La valeur toxicologique de référence (VTR) du PFHxA est construite après un ajustement allométrique basé sur le poids corporel appliqué à la dose sans effet nocif observé (DSENO) pour estimer une dose équivalente chez l'Homme sur laquelle est appliquée un facteur d'incertitude de 25 (2,5 pour l'incertitude inter-espèces basée sur la toxicodynamie et 10 pour l'incertitude intra-espèce). *In fine*, la VTR chronique par voie orale du PFHxA est estimée égale à **0,32 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹** (Anses 2017c).

3.10.4. Sulfonate de perflorohexane (PFHxS)

Un rapport du Comité d'experts spécialisés « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » de février 2017 détaille les données toxicologiques du sulfonate de perfluorohexane (PFHxS) (Anses 2017d).

Il n'y a pas de donnée d'absorption, de distribution, de métabolisation, d'excrétion, de toxicité aiguë, de génotoxicité ou de cancérogénicité pour le PFHxS. De nombreuses études chez l'Homme sont disponibles pour évaluer la toxicité du PFHxS, mais ne permettent pas de dériver de valeur de référence. De plus, à ce jour seule une étude expérimentale (étude de toxicité par doses répétées combinée avec un test de toxicité sur la reproduction et le développement (OCDE 422)) permet d'évaluer ce composé (Butenhoff *et al.* 2009a). Elle a notamment mis en évidence des effets sur la thyroïde et le foie.

Le tableau XII résume les données de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique indicative (VTi) du PFHxS.

Tableau XII : Résumé de l'étude pivot servant à construire la valeur toxicologique indicative (VTi) du PFHxS

Durée	Modèle	Nombre d'animaux	Mode d'exposition	Doses d'exposition	Effets observés à la DMENO	DSENO	Référence
14 jours + 42 ou 44 jours chez les mâles + PND22 ou GD25 chez les femelles	rat Sprague-Dawley	18/sexe/dose	gavage	0 ; 0,3 ; 1 ; 3 et 10 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	à 3 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ augmentation absolue et relative du poids du foie hypertrophie hépatocellulaire	1 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Butenhoff <i>et al.</i> (2009a)

La valeur toxicologique indicative (VTi) du PFHxS est construite après un ajustement allométrique basé sur le poids corporel appliqué à la dose sans effet nocif observé (DSENO) pour estimer une dose équivalente chez l'Homme sur laquelle est appliquée un facteur d'incertitude de 75 (2,5 pour l'incertitude inter-espèces basée sur la toxicodynamie, 10 pour l'incertitude intra-espèce et 3 pour

l'extrapolation d'une étude subchronique à chronique). *In fine*, la VTi chronique par voie orale du PFHxS est estimée égale à **0,004 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹** (Anses 2017d).

3.10.5. Acide perfluorooctanoïque (PFOA)

Etant donné l'importance de la base de données toxicologique du PFOA et l'existence de récentes monographies Nord-américaines, la VTR du PFOA a été retenue en choisissant parmi ces récentes VTR disponibles.

3.10.5.1. US EPA (2016)

L'US EPA a sélectionné des études toxicologiques chez l'animal pour lesquelles des doses sans effet nocif observé ou la dose minimale avec effet nocif observé qui pourraient être des points de départ pour la construction d'une valeur toxicologique de référence ont été identifiées.

Les études ont été sélectionnées afin de calculer des doses équivalentes chez l'Homme (HED) basées sur les concentrations sériques moyennes en PFOA estimées par un modèle pharmacocinétique basé sur la physiologie. Les concentrations sériques moyennes chez l'Homme ont ensuite été converties en doses d'exposition par voie orale en faisant l'hypothèse d'une équivalence de dose entre la dose d'exposition et la clairance, cette dernière étant calculée à partir de la demi-vie d'élimination et du volume de distribution. Les doses de référence candidates (RfD) sont calculées en divisant les doses équivalentes chez l'Homme par des facteurs d'incertitude (pour l'ensemble des études : 10 pour l'incertitude intra-espèce et 3 pour la composante toxicodynamique de l'incertitude inter-espèces ; pour certaines études : 10 pour l'extrapolation d'une DMENO à une DSENO et 10 pour l'extrapolation d'une étude subchronique à une étude chronique). Le tableau XIII résume les données relatives aux doses de référence candidates pour le PFOA selon l'US EPA (US EPA 2016a).

Tableau XIII : Résumé des données relatives aux doses de référence candidates du PFOA (US EPA 2016a)

Référence de l'étude	Durée d'exposition (jours)	DSENO DMENO (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	DSENO _{moy_sérum} DMENO _{moy_sérum} (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	HED (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	UF _{total} (UF _{Hx} UF _{AX} UF _{Lx} UF _S)	RfD candidate (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)
DeWitt <i>et al.</i> (2008) souris ; ↘ réponse immunitaire	15	1,88 3,75	38,2 61,9	0,0087	300 (10 x 3 x 1 x 10)	0,00002
Lau <i>et al.</i> (2006) souris ; ↘ ossification et accélération de la puberté chez les ♂	17	- 1	- 38,0	0,0053	300 (10 x 3 x 10 x 1)	0,00002
Palazzolo M.J. (1993) ; Perkins <i>et al.</i> (2004) rats ; ↗ poids foie, ↗ nombre de nécroses	91	0,64 1,94	31,6 77,4	0,0108	30 (10 x 3 x 1 x 1)	0,00015
Wolf <i>et al.</i> (2007) souris ; GD 1-17 ; ↘ poids corporel des portées	17	- 3	- 77,9	0,0109	300 (10 x 3 x 10 x 1)	0,00004
Wolf <i>et al.</i> (2007) souris ; GD 7-17 ; ↘ poids corporel des portées	11	- 5	- 87,9	0,0123	300 (10 x 3 x 10 x 1)	0,00004
Butenhoff <i>et al.</i> (2004) rats ; ↘ poids corporel ; ↗ poids relatif des reins ; ↗ ratio poids reins / poids cerveau entre F ₀ et F ₁	84	- 1	- 45,9	0,0064	300 (10 x 3 x 10 x 1)	0,00002

L'US EPA a retenu la valeur de référence la plus faible, soit une RfD de $0,02 \mu\text{g.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$ basée sur la réduction de l'ossification des phalanges proximales et sur une puberté accélérée chez les mâles dans l'étude de Lau *et al.* (2006). Cette démarche méthodologique consiste à ne pas sélectionner d'effet critique en amont mais de sélectionner la RfD candidate la plus basse. Le choix de l'étude de Lau *et al.* (2006) se fait donc *a posteriori* et peut appeler les commentaires suivants :

- le rapport de la concentration sérique en PFOA à l'équilibre sur la concentration sérique en PFOA moyenne n'est pas optimale par rapport aux ratios des autres études ;
- il n'y a pas eu de DSENO identifiée dans cette étude ;
- il n'y a pas eu de facteur d'incertitude appliqué pour l'extrapolation d'une étude subchronique à une étude chronique alors que la durée de cette étude n'est que de 17 jours.

3.10.5.2. Santé Canada (2016)

Santé Canada a construit des valeurs toxicologiques de référence du PFOA pour les effets cancérogènes et pour les effets non cancérogènes. La dose journalière tolérable (DJT) relative aux effets non cancérogènes est inférieure à celle relative aux effets cancérogènes. Cette DJT du PFOA relative aux effets non cancérogènes est basée sur une étude pivot décrite dans le tableau XIV.

Tableau XIV : Résumé de l'étude pivot servant à construire la dose journalière tolérable (DJT) pour les effets non cancérogènes du PFOA par Santé Canada (Santé Canada 2016a)

Durée	Modèle	Nombre d'animaux	Mode d'exposition	Doses d'exposition	Effets observés à la DMENO	DSENO	Référence
4, 7 ou 13 semaines	rat CrI:CD mâle	15/durée/dose (10 pour le groupe de récupération observé 8 semaines après 13 semaines d'exposition)	alimentation	0 ; 0,06 ; 0,64 ; 1,94 et 6,5 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	à 0,64 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ hypertrophie hépatocellulaire	0,06 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Perkins <i>et al.</i> (2004)

Les avantages du choix de de cette étude pivot par Santé Canada sont :

- une DSENO a été identifiée dans cette étude ($0,06 \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$) ;
- une durée plus longue que la plupart des autres études disponibles ;
- l'activité PPAR α a été mesurée et augmentait à des doses supérieures à $1,94 \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$, ce qui laisse entendre que chez l'animal, l'hypertrophie hépatocellulaire n'était pas causée par la prolifération de peroxysomes.

Après division de la DSENO par un facteur 96 représentant le ratio des concentrations plasmatiques en PFOA à l'équilibre chez l'animal par rapport à l'Homme, puis en divisant ce point de départ équivalent chez l'Homme par un facteur 25 d'incertitude (2,5 pour l'incertitude inter-espèces et 10 pour l'incertitude intra-espèce), la **DJT du PFOA est estimée égale à $0,025 \mu\text{g.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$** .

3.10.5.3. Conclusion du Comité d'experts spécialisés « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » de l'Anses (2017)

Lors de la réunion du 11 mai 2017, le CES « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » s'est positionné en faveur de la dose journalière tolérable du PFOA de Santé Canada, c'est-à-dire une DJT de $0,025 \mu\text{g.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$. En effet, cette DJT est plus conservatrice que celle relative aux effets cancérogènes. Par ailleurs, le mode de construction de cette dose de référence est plus proche du mode de construction habituel que celui retenu par l'US EPA.

3.10.6. Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)

Étant donné l'importance de la base de données toxicologique du PFOS et l'existence de récentes monographies Nord-américaines, la VTR du PFOS a été retenue en choisissant parmi ces récentes VTR disponibles.

3.10.6.1. US EPA (2016)

La méthodologie de construction de doses toxicologiques de référence du PFOS par l'US EPA est analogue à celle du PFOA. Le tableau XV résume les données relatives aux doses de référence candidates pour le PFOS selon l'US EPA (US EPA 2016b).

Tableau XV : Résumé des données relatives aux doses de référence candidates du PFOS (US EPA 2016b)

Référence de l'étude	Durée d'exposition (jours)	DSENO DMENO (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	DSENO _{moy_sérum} DMENO _{moy_sérum} (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	HED (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	UF _{total} (UF _H ×UF _{AX} UF _L ×UF _S)	RfD candidate (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)
Seacat <i>et al.</i> (2003) rat mâle ; ↗ ALAT ; ↗ azote uréique	98	0,34 1,33	16,5 64,6	0,0013	30 (10 x 3 x 1 x 1)	0,00004
Luebker <i>et al.</i> (2005b) rat ; ↘ poids de la portée	84	0,1 0,4	6,26 25	0,00051	30 (10 x 3 x 1 x 1)	0,00002
Luebker <i>et al.</i> (2005a) rat ; ↘ poids de la portée	63	- 0,4	- 19,9	0,0016	100 (10 x 3 x 3 x 1)	0,00002
Luebker <i>et al.</i> (2005a) rat ; GD 1-17 ; ↘ poids corporel maternel, de la durée de la gestation et de la survie des portées	63	0,4 0,8	19,9 39,7	0,0016	30 (10 x 3 x 1 x 1)	0,00005
Butenhoff <i>et al.</i> (2009b) rat ; neurotoxicité sur le développement	41	0,3 1,0	10,4 34,6	0,00084	30 (10 x 3 x 1 x 1)	0,00003
Lau <i>et al.</i> (2003) rat ; ↘ survie des portées ; ↘ poids corporel maternel et des portées	19	1,0 2,0	17,6 35,1	0,0014	30 (10 x 3 x 1 x 1)	0,00002

L'US EPA a retenu la valeur de référence la plus faible, soit une **RfD de 0,02 µg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹** basée sur une diminution du poids corporel des portées dans une étude de toxicité sur la reproduction et le développement sur deux générations de Luebker *et al.* (2005b). Cette démarche méthodologique consiste à ne pas sélectionner d'effet critique en amont mais de sélectionner la RfD candidate la plus basse.

3.10.6.2. Santé Canada (2016)

Santé Canada a construit des valeurs toxicologiques de référence du PFOS pour les effets cancérigènes et pour les effets non cancérigènes. La dose journalière tolérable (DJT) relative aux effets non cancérigènes est inférieure à celle relative aux effets cancérigènes. Cette DJT du PFOS relative aux effets non cancérigènes est basée sur l'examen de deux études pivots car Santé Canada n'avait pas été en mesure de se positionner en amont sur le choix de l'effet critique. Ces études sont décrites par le tableau XVI.

Tableau XVI : Résumé des études pivots servant à construire la dose journalière tolérable (DJT) pour les effets non cancérogènes du PFOS par Santé Canada (Santé Canada 2016b)

Durée	Modèle	Nombre d'animaux	Mode d'exposition	Doses d'exposition	Effets observés à la DMENO	DSENO	Référence
2 ans	rat Sprague-Dawley	environ 60 sexe/dose	alimentation	0 ; 0,024 ; 0,098 ; 0,242 et 0,984 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ chez les mâles 0 ; 0,029 ; 0,120 ; 0,299 et 1,251 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ chez les femelles	à 0,098 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ hypertrophie hépatocellulaire chez les mâles	0,024 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Butenhoff <i>et al.</i> (2012b)
26 semaines	singes Cynomolgus	4 à 6 animaux/ sexe/dose	capsule voie orale	0 ; 0,03 ; 0,15 ou 0,75 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	à 0,15 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹ modification des taux d'hormones thyroïdiennes	0,03 mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹	Seacat <i>et al.</i> (2002)

Après division de la DSENO par un facteur relatif à la composante toxicocinétique de l'incertitude inter-espèces (CA_{FI}) puis par un autre facteur d'incertitude composite (FI composite) respectivement de 25 pour l'étude de Butenhoff *et al.* (2012b) (2,5 pour la composante toxicodynamique du facteur d'incertitude inter-espèces et 10 pour l'incertitude intra-espèce) et de 75 pour l'étude de Seacat *et al.* (2002) (2,5 pour la composante toxicodynamique du facteur d'incertitude inter-espèces, 10 pour l'incertitude intra-espèce et 3 pour l'extrapolation d'une étude subchronique à une étude chronique), les doses journalières tolérables du PFOS ont été calculées et sont présentées par le tableau XVII.

Tableau XVII : Calcul des doses journalières tolérables pour les effets non cancérogènes du PFOS selon Santé Canada (2016b)

	Hypertrophie hépatocellulaire Butenhoff <i>et al.</i> (2012b)	Modifications des hormones thyroïdiennes Seacat <i>et al.</i> (2002)
DSENO (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	0,021 ¹³	0,03
CA _{FI}	14	4
Point de départ équivalent chez l'Homme (mg.kg p.c. ⁻¹ .j ⁻¹)	0,0015	0,0075
FI composite	25	75
DJT (mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹)	0,00006	0,0001

In fine, Santé Canada retient la DJT la plus basse comme étant celle du PFOS pour les effets non cancérogènes, soit **0,06 µg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹** basée sur l'hypertrophie hépatocellulaire chez le rat Sprague-Dawley (Santé Canada 2016b).

¹³ La DSENO de 0,024 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ a été ajustée à une valeur de 0,021 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ pour tenir compte de la pureté diminuée (86,9 %) du matériel d'essai.

3.10.6.3. Conclusion du Comité d'experts spécialisés « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » de l'Anses (2017)

Lors de la réunion du 11 mai 2017, le CES « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » s'est positionné en faveur de la dose journalière tolérable (DJT) du PFOS de Santé Canada, c'est-à-dire une DJT de $0,06 \mu\text{g.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$. En effet, cette DJT est plus conservatrice que celle relative aux effets cancérigènes. Par ailleurs, le mode de construction de cette dose de référence est plus proche du mode de construction habituel que celui retenu par l'US EPA.

3.10.7. Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)

Il n'y a pas de données toxicologiques pour le PFHpA permettant de construire une valeur toxicologique de référence chronique par voie orale.

Néanmoins, les travaux d'un groupe de travail de l'ECHA¹⁴ ont été présentés lors d'une conférence scientifique à Helsinki les 19 et 20 avril 2016 afin de proposer une lecture croisée (*read-across*) des données toxicologiques du PFOA et les alkyls perfluorés comprenant entre 7 et 10 atomes de carbones (Schultz T.W. *et al.* 2016).

Après analyse des données existantes, les conclusions des auteurs concernant cette lecture croisée sont les suivantes :

- la similitude structurelle : chaîne carbonée fortement fluorée et groupement terminal acide carboxylique. La différence réside dans la longueur de la chaîne carbonée : huit atomes de carbone pour le PFOA et 7 atomes de carbone pour le PFHpA ;
- la similitude des propriétés physico-chimiques connues ou attendues des molécules ;
- les propriétés toxicocinétiques du PFOA sont bien renseignées contrairement à celles du PFHpA. Cependant, les alkyls perfluorés sont facilement absorbés par voie orale et distribués principalement au sérum, aux reins et au foie. Ces molécules ne sont pas ou peu métabolisées par le foie. Habituellement, l'élimination est diminuée par la résorption rénale. Il existe des différences inter-espèces concernant la clairance rénale. Par ailleurs, la clairance rénale des alkyls perfluorés diminue chez l'Homme avec la longueur de la chaîne alkyl ;
- Les propriétés toxicodynamiques du PFOA découlent de nombreuses études *in vivo*. La toxicité hépatique accompagnée d'un stress oxydant, d'une réponse inflammatoire et d'une altération du transport et du métabolisme des lipides est corroborées par des études avec d'autres alkyls perfluorés en C6, C11 et C12 ;
- Le mécanisme d'action toxique du PFOA implique les récepteurs activant la prolifération des peroxyosomes (PPAR) en augmentant la transcription des protéines impliquées notamment dans le métabolisme des mitochondries et des peroxyosomes ;
- Les méthodes *in silico* et les méthodes toxicogénomiques permettent de diminuer l'incertitude sur les données de toxicodynamique, mais pas sur celles de toxicocinétique.

En conséquence, les auteurs soutiennent la possibilité d'extrapoler la DSENO de $0,06 \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$ du PFOA aux molécules d'alkyls perfluorés en C7-C10, donc en particulier au PFHpA. Lors de la réunion du 11 mai 2017, le CES « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » s'est positionné en faveur de l'extrapolation de la DJT du PFOA de Santé Canada comme valeur toxicologique indicative du PFHpA, fixée à **$0,025 \mu\text{g.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$** .

3.10.8. Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)

Lors de la réunion du 11 mai 2017, le CES « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence » s'est positionné en faveur de l'extrapolation de la DJT du PFHxA comme valeur toxicologique indicative¹⁵ du PFPeA par analogie avec la démarche de lecture croisée présentée au paragraphe 10.7.

Ainsi, le PFPeA dispose d'une valeur toxicologique indicative (VTi) de **$0,32 \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$** .

¹⁴ ECHA : European Chemicals Agency ou Agence européenne des produits chimiques

¹⁵ Une valeur toxicologique indicative (VTi) pourrait être proposée lorsque les conditions nécessaires à l'élaboration d'une VTR ne sont pas remplies et qu'une évaluation quantitative de risque sanitaire est nécessaire dans un contexte d'exposition donné

3.10.9. Polyfluorés

En l'absence de donnée toxicologique permettant de construire une valeur toxicologique de référence chronique par voie orale, le 6:2 FTSA, le 8:2 FTSA et le 6:2 FTAB ne disposent pas de valeur toxicologique de référence.

3.10.10. Synthèse

Les valeurs toxicologiques de référence des PFAS faisant l'objet du présent avis et qui ont été sélectionnées par le CES Substances sont présentées dans le tableau XVIII.

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

Tableau XVIII : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) des PFAS retenues dans le présent avis.

Composé	n° CAS	Effet critique	Etude clé	Voie d'administration	Point de départ	Ajustement	Facteurs d'incertitude	VTR	Références
PFOS	1763-23-1	Effets hépatiques	Chronique	Orale, alimentation	DSENO 0,021 mg/kg	PBPK 0,0015 mg/kg	25 UF _A : 2,5 UF _H : 10	0,06 µg/kg	Butenhoff <i>et al.</i> (2012b) Santé Canada (2016b)
PFOA	335-67-1	Effets hépatiques	Chronique	Orale, alimentation	DSENO 0,06 mg/kg	PBPK 0,000625 mg/kg	25 UF _A : 2,5 UF _H : 10	0,025 µg/kg	Perkins <i>et al.</i> (2004) Santé Canada (2016a)
PFBS	375-73-5	Hyperplasie tubulaire	2-génération	Orale, gavage	BMD _{10%} L _{95%} 24 mg/kg	Allométrique BMD _{10%} L _{95%} HED 6,06 mg/kg	75 UF _A : 2,5 UF _H : 10 UF _S : 3	0,08 mg/kg	Lieder P.H. <i>et al.</i> (2009a)
PFBA	375-22-4	Effets hépatiques	Subchronique	Orale, gavage	DSENO 6 mg/kg	Allométrique NOAEL _{HED} 1,764 mg/kg	75 UF _A : 2,5 UF _H : 10 UF _S : 3	0,024 mg/kg (VTi ¹⁶)	Butenhoff <i>et al.</i> (2012a)
PFHxS	355-46-4	Effets hépatiques	OCDE 422	Orale, gavage	DSENO 1 mg/kg	Allométrique NOAEL _{HED} 0,289 mg/kg	75 UF _A : 2,5 UF _H : 10 UF _S : 3	0,004 mg/kg (VTi)	Butenhoff <i>et al.</i> (2009a)
PFHxA	307-24-4	Effets rénaux	Chronique	Orale, gavage	DSENO 30 mg/kg	Allométrique NOAEL _{HED} 7,91	25 UF _A : 2,5 UF _H : 10	0,32 mg/kg	Klaunig <i>et al.</i> (2015)
PFPeA	2706-90-3	Read across sur la base du PFHxA - VTi							
PFHpA	375-85-9	Read across sur la base du PFOA - VTi							
6:2 FTSA	27619-97-2	Aucune donnée disponible permettant de construire une VTR chronique par voie orale							
6:2 FTAB	34455-29-3	Aucune donnée disponible permettant de construire une VTR chronique par voie orale							
8:2 FTSA	39108-34-4	Aucune donnée disponible permettant de construire une VTR chronique par voie orale							

¹⁶ Valeur Toxicologique indicative

3.11. Valeurs limites dans l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH)

3.11.1. Union européenne

Suite à la consultation des Etats membres de l'Union européenne les 28 et 29 avril 2016 lors de la 39^{ème} réunion du réseau européen ENDWARE¹⁷ qui s'est tenue à Zadar en Croatie, les représentants de six pays Etats membres¹⁸ sur 11¹⁹ ont indiqué que la réglementation de leur pays fixe une valeur limite dans l'eau destinée à la consommation humaine pour certains PFAS. Le tableau XIX résume les valeurs limite dans l'eau destinée à la consommation humaine pour les PFAS des Etats membres ayant mentionné disposer d'une réglementation.

Tableau XIX : Valeurs limite pour les PFAS dans les EDCH dans les Etats membres de l'UE ayant mentionné disposer d'une réglementation lors de la 39^{ème} réunion ENDWARE (concentrations exprimées en µg/L)

	PFOS	PFOA	PFPeA	PFPS	PFHxA	PFHxS	PFHpA	PFHpS	PFBA	PFBS
Danemark	$\Sigma(\text{PFOA} / 0,3 + \text{PFOS} / 0,1 + \text{PFOSA} / 0,1) < 1$									
Allemagne	$\Sigma(\text{PFOS}, \text{PFOA}) < 0,3$		3	1	1	0,3	0,3	0,3	7	3
Italie	0,03	0,5	$\Sigma(\text{PFBA}, \text{PFPeA}, \text{PFBS}, \text{PFHxA}, \text{PFHpA}, \text{PFHxS}, \text{PFNA}, \text{PFDeA}, \text{PFUnA}, \text{PFDoA}) < 0,5$						0,5 ²⁰	0,5 ⁹
Pays-Bas	0,53	0,0875								
Suède	$\Sigma(\text{PFBS}, \text{PFHxS}, \text{PFOS}, \text{PFPeA}, \text{PFHxA}, \text{PFHpA}, \text{PFOA}, 6:2\text{FTSA}, \text{PFBA}, \text{PFNA}, \text{PFDA}) < 0,9^{21}$ ou $0,09^{22}$									
Royaume-Uni	0,3	10								

En 2017, l'agence allemande UBA a proposé des valeurs limites dans l'eau de boisson pour plusieurs PFAS. Le tableau XX détaille ces valeurs en distinguant les valeurs limites pour l'eau potable (TW_{LW}) et les valeurs basées sur la santé (GOW) (UBA, 2017).

¹⁷ ENDWARE : European Network of Drinking WaterREGulators (groupe informel en charge de l'élaboration de la réglementation sur l'EDCH de pays membres de l'Union européenne)

¹⁸ Danemark, Allemagne, Italie, Pays-Bas, Suède et Royaume-Uni

¹⁹ Les cinq autres pays représentés lors de cette réunion étaient : la République Tchèque, l'Irlande, le Luxembourg, la Norvège et le Portugal

²⁰ Dans certains contextes exceptionnels (*i.e.* manque d'eau brute ou difficulté de traitement des eaux pour le PFBA et le PFBS), une valeur maximale de référence pour le PFBA et pour le PFBS de 0,5 µg/L peut être mise en place, avec une valeur limite de référence de 0,5 µg/L pour la somme des autres PFAS (somme incluant au moins les molécules suivantes : PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFHxS, PFNA, PFDeA, PFUnA et PFDoA)

²¹ A la concentration de 0,9 µg/L pour la somme des concentrations des 11 molécules de PFAS, la consommation d'eau est interdite

²² A la concentration de 0,09 µg/L pour la somme des concentrations des 11 molécules de PFAS, des actions correctives sont mises en œuvre pour diminuer les concentrations

Tableau XX : Valeurs limite pour les PFAS dans les EDCH fixées en Allemagne (UBA, 2017)

Acronyme de la molécule	TW _{LW} (µg/L)	GOW (µg/L)
PFBA	10	-
PFPeA	-	3,0
PFHxA	6	-
PFHpA	-	0,3
PFOA	0,1	-
PFNA	0,06	-
PFDeA	-	0,1
PFBS	6	-
PFHxS	0,1	-
PFHpS	-	0,3
PFOS	0,1	-
6:2 FTSA	-	0,1
PFOSA	-	0,1

3.11.2. Etats Nord-américains

Certains états Nord-américains ont proposé des valeurs limites dans les eaux destinées à la consommation humaine pour les PFAS. Ces valeurs sont présentées dans le tableau XXI.

Tableau XXI : Valeurs limites dans les eaux destinées à la consommation humaine pour les PFAS dans des Etats Nord-américains (concentrations exprimées en µg/L)

Désignation de la valeur limite par les différentes instances		PFOA	PFOS	PFBA	PFBS	PFHxS	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFNA
Etats-Unis d'Amérique										
<i>Minnesota</i>	Chronic non-cancer health risk limit	0,035	0,027	7	7					
<i>New Jersey</i>	Health-based drinking water concentration protective for lifetime exposure	0,04								
<i>Caroline du Nord</i>	Acceptable water level	0,63								
<i>US EPA</i>	Health advisory value	0,07	0,07							
Canada										
<i>Santé Canada</i>	Valeur préliminaire dans l'eau potable	0,2	0,6	30	15	0,6	0,2	0,2	0,2	0,2

En retenant une part attribuable à l'exposition hydrique de 50 % sur une dose de référence de 0,018 µg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ établie avec un facteur d'incertitude de 300 à partir d'une étude de toxicité sur le développement chez la souris chez laquelle fut observée une réduction de l'ossification des phalanges proximales et une puberté accélérée chez les mâles, l'agence sanitaire du Minnesota (Minnesota Department of Health ou MDH) propose une valeur limite dans l'eau de boisson de 0,035 µg/L pour le PFOA sur la base d'un scénario d'exposition sur le long terme pour les effets non cancérigènes (Minnesota Department of Health 2017a).

En retenant une part attribuable à l'exposition hydrique de 50 % sur une dose de référence de 0,0051 µg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ établie avec un facteur d'incertitude de 100 à partir d'une étude de toxicité sur la reproduction et le développement chez le rat où fut observée une diminution du poids des portées, le MDH propose une valeur limite dans l'eau de boisson de 0,027 µg/L pour le PFOS sur la base d'un scénario d'exposition sur le long terme pour les effets non cancérigènes (Minnesota Department of Health 2017b).

Le MDH propose une valeur limite dans l'eau de boisson de 7 µg/L pour le PFBA, sur la base d'un scénario d'exposition sur le court terme. En effet, les calculs de valeur limite dans l'eau de boisson pour des scénarii d'exposition subchronique et chronique conduisent à des valeurs plus élevées. Cette valeur de 7 µg/L est construite considérant une part attribuable à l'exposition hydrique de 50 % à partir d'une valeur toxicologique construite sur une étude de toxicité répétée d'une durée de 28 jours chez le rat (NOTOX 2007). Le point de départ de cette valeur toxicologique est une *benchmark dose* (BMDL₁₀) de 3,01 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ sur laquelle est appliqué un calcul de dose équivalente chez l'Homme ainsi qu'un facteur d'incertitude de 100, ce qui conduit à une dose journalière tolérable de 3,8 µg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ (Minnesota Department of Health 2011a).

Le MDH propose une valeur limite dans l'eau de boisson de 7 µg/L pour le PFBS, considérant une part attribuable à l'exposition hydrique de 20 % à partir d'une valeur toxicologique construite sur deux études subchroniques chez le rat Sprague-Dawley (Lieder P.H. *et al.* (2009a) et York (2003)). Le point de départ de cette valeur toxicologique est une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 60 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ sur laquelle est appliqué un calcul de dose équivalente chez l'Homme ainsi qu'un facteur d'incertitude de 300, ce qui conduit à une dose journalière tolérable de 1,4 µg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ (Minnesota Department of Health 2011b).

Le *New Jersey Department of Environmental Protection* a établi une valeur guide préliminaire relative à la santé pour le PFOA dans l'eau de boisson de 0,04 µg/L. Cette valeur est construite à partir d'une DSENO de 1,6 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ obtenue chez des rats exposés de façon chronique (Sibinski L.J. 1987). A la dose maximale (16,1 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹), les auteurs ont observé une diminution du gain de poids corporel, du nombre d'hématocrites et d'érythrocytes ainsi qu'une diminution des concentrations d'hémoglobine chez les rattes. A l'aide d'une modélisation pharmacocinétique, les auteurs ont déterminé qu'une dose de 1,6 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ serait équivalente à une concentration sérique moyenne de PFOA de 1800 ng/mL chez les rats. Après application d'un facteur d'incertitude de 100 pour la variabilité intra et inter-espèces, la concentration sérique en PFOA équivalente chez l'Homme relative à la DSENO est de 18 ng/mL. A l'aide d'une étude épidémiologique (Emmett *et al.* 2006) qui a révélé que l'ingestion de PFOA dans l'eau potable donnait lieu à une concentration sanguine de PFOA environ 100 fois supérieure à la concentration dans l'eau, la concentration sérique de 18 ng/mL a été convertie en une concentration équivalente dans l'eau de boisson de 0,18 ng/mL soit 0,18 µg/L. Enfin, en considérant que la part de l'exposition hydrique représente 20 % de l'exposition totale par ingestion, la valeur guide préliminaire du PFOA a été estimée égale à 0,04 µg/L (Post *et al.* 2009).

L'US EPA a construit une valeur limite dans l'eau de boisson pour le PFOA de 0,07 µg/L. Cette valeur est calculée à partir d'une dose minimale avec effet observé (DMENO) de 1 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹ associée à l'étude de la réduction de l'ossification des phalanges de portées mâles et femelles et de l'accélération de la puberté de portées mâles chez des souris exposées par gavage au PFOA du 1^{er} au 17^{ème} jour de gestation (Lau *et al.* 2006). Après application d'un modèle pharmacocinétique, une dose dite équivalente chez l'Homme est estimée égale à 0,0053 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹, puis un facteur d'incertitude de 300 (10 pour la variabilité intra-espèce, 3 pour les différences toxicodynamiques inter-espèces et 10 pour le fait d'utiliser une DMENO comme point de départ) a été appliqué à la DMENO ce qui a conduit à une dose de référence arrondie à 2.10⁻⁵ mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹. En retenant 20 % de la valeur toxicologique de référence pour l'exposition hydrique par ingestion et en retenant le 90^{ème} percentile de la distribution de la consommation journalière hydrique par unité de poids corporel (0,054 L.kg⁻¹.j⁻¹), la valeur limite estimée par l'US EPA pour le PFOA est de 0,07 µg/L (US EPA 2016a).

L'US EPA a construit une valeur limite dans l'eau de boisson pour le PFOS de 0,07 µg/L. Cette valeur est calculée à partir d'une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 0,1 mg.kg p.c.⁻¹.j⁻¹

associée à l'étude de la réduction du poids corporel des portées dans une étude sur deux générations chez le rat (Luebker *et al.* 2005b). Après application d'un modèle pharmacocinétique, une dose dite équivalente chez l'Homme est estimée égale à $0,00051 \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$, puis un facteur d'incertitude de 30 (10 pour la variabilité intra-espèce et 3 pour les différences toxicodynamiques inter-espèces) a été appliqué à la DSENO ce qui a conduit à une dose de référence arrondie à $2.10^{-5} \text{ mg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$. En retenant 20 % de la valeur toxicologique de référence pour l'exposition hydrique par ingestion et en retenant le 90^{ème} percentile de la distribution de la consommation journalière hydrique par unité de poids corporel ($0,054 \text{ L.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$), la valeur limite estimée par l'US EPA pour le PFOS est de $0,07 \text{ µg/L}$ (US EPA 2016b).

Santé Canada a publié pour consultation publique un rapport concernant l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) dans l'eau potable (Santé Canada 2016a). A partir de la dose journalière tolérable relative aux effets non cancérogènes (*cf.* paragraphe 10.5.2.) de $0,025 \text{ µg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$, en retenant 20 % de cette valeur toxicologique de référence pour l'exposition hydrique par ingestion et considérant une exposition d'un sujet de 70 kg de poids corporel consommant quotidiennement 1,5 litre d'eau de boisson, la valeur basée sur la santé (VBS) du PFOA est égale à $0,2 \text{ µg/L}$.

Santé Canada a publié pour consultation publique un rapport concernant le sulfonate de perfluorooctane (PFOS) dans l'eau potable (Santé Canada 2016b). A partir de la dose journalière tolérable relative aux effets non cancérogènes (*cf.* paragraphe 10.6.2.) de $0,06 \text{ µg.kg p.c.}^{-1}.\text{j}^{-1}$, en retenant 20 % de cette valeur toxicologique de référence pour l'exposition hydrique par ingestion et considérant une exposition d'un sujet de 70 kg de poids corporel consommant quotidiennement 1,5 litre d'eau de boisson, la valeur basée sur la santé (VBS) du PFOS est égale à $0,6 \text{ µg/L}$.

D'après Santé Canada, les effets sanitaires du PFOA et du PFOS sont comparables et bien documentés. Les preuves scientifiques récentes montrent que le PFOA et le PFOS agissent de la même façon sur le même organe cible. Ainsi, lorsque ces deux molécules sont détectées simultanément dans les EDCH, la meilleure approche serait de caractériser le risque selon un modèle consistant à faire l'hypothèse d'une additivité des effets. Ceci peut être réalisé en comparant la somme des rapports des concentrations dans l'eau de boisson par les valeurs sanitaires maximales respectives du PFOA et du PFOS par rapport à 1.

Dans un document de synthèse de février 2016, Santé Canada a aussi proposé des valeurs préliminaires dans l'eau potable pour d'autres molécules de PFAS sans préciser le mode de construction (Santé Canada 2016c). Ces valeurs sont présentées dans le tableau XX.

3.11.3. Valeurs sanitaires maximales d'alkyls per- et polyfluorés dans l'eau de boisson

Une valeur sanitaire maximale dans l'eau de boisson est définie à partir de l'attribution de 10 % de la valeur toxicologique de référence chronique par ingestion d'une molécule (initialement de pesticide ou de métabolite de pesticide) pour l'exposition hydrique alimentaire, et considérant un scénario d'exposition relatif à un individu de 60 kg de poids corporel consommant vie entière 2 litres d'eau par jour. Cette démarche s'inspire de la définition des valeurs guides pour l'eau de boisson proposées par l'Organisation mondiale de la santé en 2004 et actualisée en 2011 (OMS 2011).

L'attribution de 10 % de la valeur toxicologique de référence chronique par ingestion est retenue dans le contexte des alkyls perfluorés car c'est une valeur intermédiaire par rapport aux étendues des contributions de l'exposition hydrique par rapport à l'exposition alimentaire pour les molécules d'alkyls perfluorés ayant fait l'objet d'une évaluation dans l'étude EAT2 2006-2010 et présentées dans le tableau VIII.

Sur la base des valeurs toxicologiques de référence présentées dans le tableau XVIII, le tableau XXII présente les valeurs sanitaires maximales d'alkyls per- et polyfluorés qui font l'objet du présent avis.

Tableau XXII : Valeurs sanitaires maximales des PFAS faisant l'objet du présent avis.

Composé	n° CAS	VTR	Référence de l'étude pivot	Valeur sanitaire maximale (µg/L)
PFOS	1763-23-1	0,06 µg/kg	Butenhoff <i>et al.</i> (2012b) Santé Canada (2016b)	0,18
PFOA	335-67-1	0,025 µg/kg	Perkins <i>et al.</i> (2004) Santé Canada (2016a)	0,075
PFBS	375-73-5	0,08 mg/kg	Lieder P.H. <i>et al.</i> (2009a)	240
PFBA	375-22-4	0,024 mg/kg (VTi ²³)	Butenhoff <i>et al.</i> (2012a)	72*
PFHxS	355-46-4	0,004 mg/kg (VTi)	Butenhoff <i>et al.</i> (2009a)	12*
PFHxA	307-24-4	0,32 mg/kg	Klaunig <i>et al.</i> (2015)	960*
PFPeA	2706-90-3	0,32 mg/kg (VTi)	read-across avec le PFHxA	960*
PFHpA	375-85-9	0,025 µg/kg (VTi)	read-across avec le PFOA	0,075
6:2 FTSA	27619-97-2	Absence de valeur sanitaire maximale en l'absence de VTR		
6:2 FTAB	34455-29-3	Absence de valeur sanitaire maximale en l'absence de VTR		
8:2 FTSA	39108-34-4	Absence de valeur sanitaire maximale en l'absence de VTR		

* les valeurs sanitaires maximales suivies d'un astérisque sont construites sur la base d'une valeur toxicologique indicative

Dans les situations de détection simultanée de PFOA et de PFOS dans les EDCH, une démarche identique à celle de Santé Canada, c'est-à-dire qui s'appuie sur le fait que le mode d'action de ces molécules est caractérisé par l'additivité des effets pourra être retenue. Ainsi, l'utilisation d'une eau pour laquelle des concentrations en PFOA et en PFOS sont telles que la somme des rapports des concentrations dans l'eau de boisson par les valeurs sanitaires maximales respectives du PFOA et du PFOS est inférieure à 1 permet la prise en compte d'éventuels effets combinés. Soit le critère :

$$\frac{[PFOA]}{V_{max}(PFOA)} + \frac{[PFOS]}{V_{max}(PFOS)} < 1$$

²³ Valeur Toxicologique indicative

3.12. Conclusions et remarques du CES « Eaux »

Le CES « Eaux » constate :

- certaines activités anthropiques entraînent une contamination significative en PFAS de certaines ressources ;
- la mise en évidence de ces molécules dans les eaux par le LHN lors de campagnes d'occurrence, les PFAS n'étant pas des molécules incluses dans le contrôle sanitaire des EDCH, à l'exception du PFOS dans le cadre du contrôle additionnel des EDCH ;
- que les différentes campagnes menées par le LHN sur une trentaine de molécules ne suffisent pas à dresser un état complet de la situation compte tenu de la diversité des substances de cette famille chimique.

À partir des données de contribution de l'exposition hydrique par rapport à l'exposition alimentaire (cf. tableau VIII) et des valeurs toxicologiques de référence ou indicatives disponibles (cf. tableau XVIII), des valeurs sanitaires maximales sont proposées dans le tableau XXII. Ces valeurs présentent une forte variabilité s'expliquant par les modes de construction des VTR.

Dans les situations de détection simultanée de PFOA et de PFOS dans les EDCH, une démarche considérant que le mode d'action de ces molécules est caractérisé par l'additivité des effets pourra être retenue. Ainsi, l'utilisation d'une eau pour laquelle des concentrations en PFOA et en PFOS sont telles que la somme des rapports des concentrations dans l'eau de boisson par les valeurs sanitaires maximales respectives du PFOA et du PFOS est inférieure à 1 permet la prise en compte d'éventuels effets combinés. Soit le critère :

$$\frac{[PFOA]}{V_{max}(PFOA)} + \frac{[PFOS]}{V_{max}(PFOS)} < 1$$

Le CES « Eaux » rappelle qu'en l'absence de VTR, aucune valeur sanitaire maximale n'a pu être proposée pour les polyfluorés.

Le CES « Eaux » constate que les concentrations en PFAS dans les eaux traitées lors de la seconde campagne d'échantillonnage et d'analyse réalisée en juin 2010 par le LHN au niveau national sont inférieures aux valeurs sanitaires maximales proposées dans le présent avis.

Le CES « Eaux » rappelle :

- qu'il convient d'assurer la préservation de la qualité des ressources en eau utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine ;
- qu'il convient de mettre en œuvre les moyens permettant de diminuer les concentrations en PFAS dans les eaux destinées à la consommation humaine, dans les meilleurs délais possibles ;

Le CES « Eaux » recommande :

- la réalisation d'études pour pouvoir construire des VTR sur les polyfluorés ;
- de poursuivre l'inventaire des sites industriels susceptibles d'apporter une contamination des eaux et de renforcer le suivi de la qualité des eaux brutes et traitées pouvant être exposées à cette contamination ;
- de poursuivre les développements de méthodes d'analyse globales et semi-globales des PFAS afin de détecter une contamination en s'affranchissant des difficultés liées à la méconnaissance de la diversité des PFAS susceptibles d'être présents dans l'environnement et à l'absence d'étalons analytiques.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail adopte les conclusions du CES Eaux.

L'expertise a mis en évidence une contamination d'origine anthropique par plusieurs molécules perfluorées de certaines ressources en eau servant à la production d'EDCH. Au vu des données disponibles, et considérant la grande diversité de cette famille de molécules, il existe ainsi une incertitude quant à la réalité de la contamination des eaux utilisées pour produire de l'EDCH et de l'eau distribuée. Si l'estimation des risques pour les PFAS ne met pas en évidence de niveau d'exposition préoccupant au regard des valeurs sanitaires maximales (V_{MAX}) proposées, il convient cependant de souligner que la moitié des V_{MAX} proposées sont construites à partir de valeurs toxicologiques indicatives. Par ailleurs, s'agissant des polyfluorés, aucune V_{MAX} n'a pu être proposée en l'absence de VTR.

Face à ces incertitudes, l'Anses recommande :

- de poursuivre et renforcer les campagnes d'analyses portant sur ces molécules dans les eaux brutes et traitées pouvant être exposées à ces contaminations ;
- de réaliser des études toxicologiques chez l'animal notamment pour les polyfluorés.

L'Agence recommande de prendre en compte ces conclusions et recommandations dans le cadre de la procédure de révision de la Directive européenne 98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

Dr Roger Genet

MOTS-CLES

Alkyls per- et polyfluorés, eau destinée à la consommation humaine
Per- and polyfluoroalkyl substances, drinking water

BIBLIOGRAPHIE

- Afssa. 2007. " Evaluation des risques sanitaires liés aux situation de dépassement des limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine." Tome I:189-214.
- Anses. 2011a. Campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine. Mai 2011. ISBN 978-2-11-128592-7. 117 p.
- Anses. 2011b. *Etude de l'alimentation totale française 2 (EAT2). Tome 1. Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-oestrogènes.* Juin 2011. ISBN 978-2-11-128112-7. 305 p.
- Anses. 2014. Note d'appui scientifique et technique relative aux composés perfluorés présents dans les eaux destinées à la consommation humaine. Note du 17 janvier 2014. Saisine 2012-SA-0001. 27 p.
- Anses. 2017a. Elaboration de VTR chronique par voie orale pour l'acide perfluorobutane sulfonique (PFBS) (CAS n° 375-73-5). Maisons-Alfort: Comité d'experts spécialisé « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence ».
- Anses. 2017b. Valeurs toxicologiques de référence (VTR). Elaboration de VTR chronique par voie orale pour l'acide perfluorobutanoïque (PFBA) (CAS n°375-22-4). Comité d'experts spécialisé "Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence".
- Anses. 2017c. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) Elaboration de VTR chronique par voie orale pour l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA) (CAS n° 307-24-4). Maisons-Alfort: Comité d'experts spécialisé « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence ».
- Anses. 2017d. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) Elaboration de VTR chronique par voie orale pour l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS) (CAS n°355-46-4). Maisons-Alfort: Comité d'experts spécialisé « Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence ».
- Appleman, T. D., C. P. Higgins, O. Quiñones, B. J. Vanderford, C. Kolstad, J. C. Zeigler-Holady, et E. R. V. Dickenson. 2014. "Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems." *Water Research* 51:246-255. doi: 10.1016/j.watres.2013.10.067.
- Boiteux, V., C. Bach, V. Sagres, J. Hemard, A. Colin, C. Rosin, J. F. Munoz, et X. Dauchy. 2016b. "Analysis of 29 per- and polyfluorinated compounds in water, sediment, soil and sludge by liquid chromatography–tandem mass spectrometry." *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 96 (8):705-728. doi: 10.1080/03067319.2016.1196683.
- Boiteux, V., X. Dauchy, C. Bach, A. Colin, J. Hemard, V. Sagres, C. Rosin, et J. F. Munoz. 2017. "Concentrations and patterns of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in a river and three drinking water treatment plants near and far from a major production source." *Science of the Total Environment* 583:393-400. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.079.
- Boiteux, V., X. Dauchy, C. Bach, C. Rosin, et J. F. Munoz. 2016a. "Impact des activités utilisant ou synthétisant des PFAS sur la qualité des ressources. Recueil de conférences des Journées Information Eau les 11, 12 et 13 octobre 2016 à Poitiers. 22e édition. Conférence n°18. Tome 1."
- Botta, F., et V. Dulio. 2014. Résultats de l'étude prospective 2012 sur les contaminants émergents dans les eaux de surface continentales de la métropole et des DOM. Rapport final. DRC-13-136939-12927A. 139 p.
- Buck, R. C., J. Franklin, U. Berger, J. M. Conder, I. T. Cousins, P. D. Voogt, A. A. Jensen, K. Kannan, S. A. Mabury, et S. P. J. van Leeuwen. 2011. "Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins." *Integrated Environmental Assessment and Management* 7 (4):513-541. doi: 10.1002/ieam.258.
- Butenhoff, J. L., J. A. Bjork, S. C. Chang, D. J. Ehresman, G. A. Parker, K. Das, C. Lau, P. H. Lieder, F. M. van Otterdijk, et K. B. Wallace. 2012a. "Toxicological evaluation of ammonium perfluorobutyrate in rats: Twenty-eight-day and ninety-day oral gavage studies." *Reproductive Toxicology* 33 (4):513-530. doi: 10.1016/j.reprotox.2011.08.004.
- Butenhoff, J. L., S. C. Chang, D. J. Ehresman, et R. G. York. 2009a. "Evaluation of potential reproductive and developmental toxicity of potassium perfluorohexanesulfonate in Sprague Dawley rats." *Reproductive Toxicology* 27 (3-4):331-341. doi: 10.1016/j.reprotox.2009.01.004.
- Butenhoff, J. L., S. C. Chang, G. W. Olsen, et P. J. Thomford. 2012b. "Chronic dietary toxicity and carcinogenicity study with potassium perfluorooctanesulfonate in Sprague Dawley rats." *Toxicology* 293 (1-3):1-15. doi: 10.1016/j.tox.2012.01.003.
- Butenhoff, J. L., D. J. Ehresman, S. C. Chang, G. A. Parker, et D. G. Stump. 2009b. "Gestational and lactational exposure to potassium perfluorooctanesulfonate (K+PFOS) in rats: Developmental neurotoxicity." *Reproductive Toxicology* 27 (3-4):319-330. doi: 10.1016/j.reprotox.2008.12.010.

- Butenhoff, J. L., G. L. Kennedy Jr, S. R. Frame, J. C. O'Connor, et R. G. York. 2004. "The reproductive toxicology of ammonium perfluorooctanoate (APFO) in the rat." *Toxicology* 196 (1-2):95-116. doi: 10.1016/j.tox.2003.11.005.
- Castiglioni, S., S. Valsecchi, S. Polesello, M. Rusconi, M. Melis, M. Palmiotto, A. Manenti, E. Davoli, et E. Zuccato. 2015. "Sources and fate of perfluorinated compounds in the aqueous environment and in drinking water of a highly urbanized and industrialized area in Italy." *Journal of Hazardous Materials* 282:51-60. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.06.007.
- Chang, S. C., K. Das, D. J. Ehresman, M. E. Ellefson, G. S. Gorman, J. A. Hart, P. E. Noker, Y. M. Tan, P. H. Lieder, C. Lau, G. W. Olsen, et J. L. Butenhoff. 2008. "Comparative pharmacokinetics of perfluorobutyrate in rats, mice, monkeys, and humans and relevance to human exposure via drinking water." *Toxicological Sciences* 104 (1):40-53. doi: 10.1093/toxsci/kfn057.
- Charles River Laboratories. 2011. Final Report. Oral (Gavage) Combined Developmental and Perinatal/Postnatal Reproduction Toxicity Study of PFH Ammonium Salt (Ammonium salt of Perfluorinated Hexanoic Acid) in Mice.: Charles River Laboratories Preclinical Services.
- Chengelis, C. P., J. B. Kirkpatrick, N. R. Myers, M. Shinohara, P. L. Stetson, et D. W. Sved. 2009. "Comparison of the toxicokinetic behavior of perfluorohexanoic acid (PFHxA) and nonafluorobutane-1-sulfonic acid (PFBS) in cynomolgus monkeys and rats." *Reproductive Toxicology* 27 (3-4):400-406. doi: 10.1016/j.reprotox.2009.01.013.
- Das, K. P., B. E. Grey, R. D. Zehr, C. R. Wood, J. I. Butenhoff, S. C. Chang, D. J. Ehresman, Y. M. Tan, et C. Lau. 2008. "Effects of perfluorobutyrate exposure during pregnancy in the mouse." *Toxicological Sciences* 105 (1):173-181. doi: 10.1093/toxsci/kfn099.
- Dauchy, X., V. Boiteux, C. Bach, C. Rosin, et J. F. Munoz. 2016. Devenir des PFAS (alkyls per- et polyfluorés) dans les filières de traitement d'eau potable. Recueil de conférences des Journées Information Eaux les 11, 12 et 13 octobre 2016 à Poitiers. 22e édition. Conférence n° 18. Tome 1.
- Deng, S., Q. Zhang, Y. Nie, H. Wei, B. Wang, J. Huang, G. Yu, et B. Xing. 2012. "Sorption mechanisms of perfluorinated compounds on carbon nanotubes." *Environmental Pollution* 168:138-144. doi: 10.1016/j.envpol.2012.03.048.
- DeWitt, J. C., C. B. Copeland, M. J. Strynar, et R. W. Luebke. 2008. "Perfluorooctanoic acid-induced immunomodulation in adult C57BL/6J or C57BL/6N female mice." *Environmental Health Perspectives* 116 (5):644-650. doi: 10.1289/ehp.10896.
- Domingo, J. L., I. Ericson-Jogsten, G. Perelló, M. Nadal, B. Van Bavel, et A. Kärrman. 2012. "Human exposure to perfluorinated compounds in Catalonia, Spain: Contribution of drinking water and fish and shellfish." *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 60 (17):4408-4415. doi: 10.1021/jf300355c.
- Dudley, L. A., A. Lindstrom, M. Strynar, L. McMillan, et D. R. U. Knappe. 2012. "Removal of perfluorinated compounds by powdered activated carbon: Effects of adsorbent and background water characteristics." American Water Works Association Annual Conference and Exposition 2012, ACE 2012.
- Emmett, E. A., F. S. Shofer, H. Zhang, D. Freeman, C. Desai, et L. M. Shaw. 2006. "Community exposure to perfluorooctanoate: Relationships between serum concentrations and exposure sources." *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 48 (8):759-770. doi: 10.1097/01.jom.0000232486.07658.74.
- Enault, Jé, S. Robert, O. Schlosser, C. de Thé, et J. F. Loret. 2015. "Drinking water, diet, indoor air: Comparison of the contribution to environmental micropollutants exposure." *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 218 (8):723-730. doi: 10.1016/j.ijheh.2015.06.001.
- Ericson, I., M. Nadal, B. Van Bavel, G. Lindström, et J. L. Domingo. 2008. "Levels of perfluorochemicals in water samples from Catalonia, Spain: Is drinking water a significant contribution to human exposure?" *Environmental Science and Pollution Research* 15 (7):614-619. doi: 10.1007/s11356-008-0040-1.
- Eriksson, U., A. Kärrman, A. Rotander, B. Mikkelsen, et M. Dam. 2013. "Perfluoroalkyl substances (PFASs) in food and water from Faroe Islands." *Environmental Science and Pollution Research* 20 (11):7940-7948. doi: 10.1007/s11356-013-1700-3.
- Eschauzier, C., E. Beerendonk, P. Scholte-Veenendaal, et P. De Voogt. 2012. "Impact of treatment processes on the removal of perfluoroalkyl acids from the drinking water production chain." *Environmental Science and Technology* 46 (3):1708-1715. doi: 10.1021/es201662b.
- Eschauzier, C., M. Hoppe, M. Schlummer, et P. de Voogt. 2013. "Presence and sources of anthropogenic perfluoroalkyl acids in high-consumption tap-water based beverages." *Chemosphere* 90 (1):36-41. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.06.070.
- Flores, C., F. Ventura, J. Martin-Alonso, et J. Caixach. 2013. "Occurrence of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in N.E. Spanish surface waters and their removal in a

- drinking water treatment plant that combines conventional and advanced treatments in parallel lines." *Science of the Total Environment* 461-462:618-626. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.026.
- Gellrich, V., H. Brunn, et T. Stahl. 2013. "Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in mineral water and tap water." *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 48 (2):129-135. doi: 10.1080/10934529.2013.719431.
- Hansen, M. C., M. H. Børresen, M. Schlabach, et G. Cornelissen. 2010. "Sorption of perfluorinated compounds from contaminated water to activated carbon." *Journal of Soils and Sediments* 10 (2):179-185. doi: 10.1007/s11368-009-0172-z.
- Haug, L. S., S. Salihovic, I. E. Jogsten, C. Thomsen, B. van Bavel, G. Lindström, et G. Becher. 2010. "Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway." *Chemosphere* 80 (10):1137-1143. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.06.023.
- Houtz, E. F., et D. L. Sedlak. 2012. "Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff." *Environmental Science and Technology* 46 (17):9342-9349. doi: 10.1021/es302274g.
- Kim, S. K., Y. L. Kho, M. Shoeib, K. S. Kim, K. R. Kim, J. E. Park, et Y. S. Shin. 2011. "Occurrence of perfluorooctanoate and perfluorooctanesulfonate in the Korean water system: Implication to water intake exposure." *Environmental Pollution* 159 (5):1167-1173. doi: 10.1016/j.envpol.2011.02.004.
- Klaunig, J. E., M. Shinohara, H. Iwai, C. P. Chengelis, J. B. Kirkpatrick, Z. Wang, et R. H. Bruner. 2015. "Evaluation of the chronic toxicity and carcinogenicity of perfluorohexanoic acid (PFHxA) in Sprague-Dawley Rats." *Toxicologic Pathology* 43 (2):209-220. doi: 10.1177/0192623314530532.
- Lau, C., J. R. Thibodeaux, R. G. Hanson, M. G. Narotsky, J. M. Rogers, A. B. Lindstrom, et M. J. Strynar. 2006. "Effects of perfluorooctanoic acid exposure during pregnancy in the mouse." *Toxicological Sciences* 90 (2):510-518. doi: 10.1093/toxsci/kfj105.
- Lau, C., J. R. Thibodeaux, R. G. Hanson, J. M. Rogers, B. E. Grey, M. E. Stanton, J. L. Bottenhoff, et L. A. Stevenson. 2003. "Exposure to perfluorooctane sulfonate during pregnancy in rat and mouse. II: Postnatal evaluation." *Toxicological Sciences* 74 (2):382-392. doi: 10.1093/toxsci/kfg122.
- Le Coadou, L., K. Le Ménach, P. Labadie, M. H. Dévier, P. Pardon, S. Augagneur, et H. Budzinski. 2016. "Quality survey of natural mineral water and spring water sold in France: Monitoring of hormones, pharmaceuticals, pesticides, perfluoroalkyl substances, phthalates, and alkylphenols at the ultra-trace level." *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.174.
- Lieder, P. H., R. G. York, D. C. Hakes, S. C. Chang, et J. L. Butenhoff. 2009b. "A two-generation oral gavage reproduction study with potassium perfluorobutanesulfonate (K+PFBS) in Sprague Dawley rats." *Toxicology* 259 (1-2):33-45. doi: 10.1016/j.tox.2009.01.027.
- Lieder P.H., Chang S.C., York R.G., et Butenhoff J.L. 2009a. "Toxicological evaluation of potassium perfluorobutane sulfonate in a 90-day oral gavage study with Sprague-Dawley rats. *Toxicology* 255:45-52."
- Llorca, M., M. Farré, Y. Picó, J. Müller, T. P. Knepper, et D. Barceló. 2012. "Analysis of perfluoroalkyl substances in waters from Germany and Spain." *Science of the Total Environment* 431:139-150. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.011.
- Loos, R., J. Wollgast, T. Huber, et G. Hanke. 2007. "Polar herbicides, pharmaceutical products, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), and nonylphenol and its carboxylates and ethoxylates in surface and tap waters around Lake Maggiore in Northern Italy." *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 387 (4):1469-1478. doi: 10.1007/s00216-006-1036-7.
- Lopez B., et Laurent A. 2013a. Campagne exceptionnelle d'analyse des substances présentes dans les eaux souterraines de métropole. Rapport final. BRGM/RP-61853-FR.
- Lopez B., Laurent A, Ghestem J.P., et al. 2013b. Recherche de contaminants organiques dans les eaux souterraines des DOM. Synthèse des travaux 2012-2013. BRGM/RP-62810-FR. 190 p., 64 illustrations, 8 annexes.
- Loveless, S. E., B. Slezak, T. Serex, J. Lewis, P. Mukerji, J. C. O'Connor, E. M. Donner, S. R. Frame, S. H. Korzeniowski, et R. C. Buck. 2009. "Toxicological evaluation of sodium perfluorohexanoate." *Toxicology* 264 (1-2):32-44. doi: 10.1016/j.tox.2009.07.011.
- Luebker, D. J., M. T. Case, R. G. York, J. A. Moore, K. J. Hansen, et J. L. Butenhoff. 2005b. "Two-generation reproduction and cross-foster studies of perfluorooctanesulfonate (PFOS) in rats." *Toxicology* 215 (1-2):126-148. doi: 10.1016/j.tox.2005.07.018.
- Luebker, D. J., R. G. York, K. J. Hansen, J. A. Moore, et J. L. Butenhoff. 2005a. "Neonatal mortality from in utero exposure to perfluorooctanesulfonate (PFOS) in Sprague-Dawley rats: Dose-response, and biochemical and pharmacokinetic parameters." *Toxicology* 215 (1-2):149-169. doi: 10.1016/j.tox.2005.07.019.

- Mak, Y. L., S. Taniyasu, L. W. Yeung, G. Lu, L. Jin, Y. Yang, P. K. Lam, K. Kannan, et N. Yamashita. 2009. "Perfluorinated compounds in tap water from China and several other countries." *Environ Sci Technol* 43 (13):4824-9.
- McCleaf, P., S. Englund, A. Östlund, K. Lindegren, K. Wiberg, et L. Ahrens. 2017. "Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests." *Water Research* 120:77-87. doi: 10.1016/j.watres.2017.04.057.
- McLaughlin, C. L., S. Blake, T. Hall, M. Harman, R. Kanda, J. Foster, et P. C. Rumsby. 2011. "Perfluorooctane sulphonate in raw and drinking water sources in the United Kingdom." *Water and Environment Journal* 25 (1):13-21. doi: 10.1111/j.1747-6593.2009.00183.x.
- Merino, N., Y. Qu, R. A. Deeb, E. L. Hawley, M. R. Hoffmann, et S. Mahendra. 2016. "Degradation and Removal Methods for Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in Water." *Environmental Engineering Science* 33 (9):615-649. doi: 10.1089/ees.2016.0233.
- Minnesota Department of Health. 2011a. Chemical Name: Perfluorobutyrate. CAS: 375-22-4. Synonyms: PFBA, Perfluorobutyric acid, Heptafluorobutyric acid. Health Risk Limits for Groundwater. Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division. <http://health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/gw/table.html>.
- Minnesota Department of Health. 2011b. "Chemical Name: Perfluorobutane sulfonate. CAS: 375-73-5. Synonyms: PFBS, Nonfluorobutanesulfonic acid. Health Risk Limits for Groundwater. Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division. <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/gw/table.html>."
- Minnesota Department of Health. 2017a. Toxicological Summary for: Perfluorooctanoic Acid CAS: 335-67-1. Synonyms: PFOA. Health Based Guidance for Water. Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division. <http://health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/gw/pfoa.pdf>.
- Minnesota Department of Health. 2017b. Toxicological Summary for: Perfluorooctane Sulfonate. CAS: 1763-23-1. Synonyms: PFOS. Health Based Guidance for Water. Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division. <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/gw/pfos.pdf>.
- NOTOX. 2007. Project 470677 Final Report. Repeated dose 28-day oral toxicity study with MTDID-8391 by daily gavage in the rat, followed by a 21-day recovery period. 21 Juin 2007.
- Olsen, G. W., S. C. Chang, P. E. Noker, G. S. Gorman, D. J. Ehresman, P. H. Lieder, et J. L. Butenhoff. 2009. "A comparison of the pharmacokinetics of perfluorobutanesulfonate (PFBS) in rats, monkeys, and humans." *Toxicology* 256 (1-2):65-74. doi: 10.1016/j.tox.2008.11.008.
- OMS. 2011. Guidelines for drinking-water quality. Fourth edition. ISBN 978-92-4-154815-1. 541 p.: Organisation mondiale de la santé.
- Palazzolo M.J. 1993. Thirteen-Week Dietary Toxicity Study With T-5180, Ammonium Perfluorooctanoate (CAS No. 3825-26-1) In Male Rats. Final Report. Hazleton Wisconsin, Inc: U.S. Environmental Protection Agency.
- Pan, C. G., Y. S. Liu, et G. G. Ying. 2016. "Perfluoroalkyl substances (PFASs) in wastewater treatment plants and drinking water treatment plants: Removal efficiency and exposure risk." *Water Research* 106:562-570. doi: 10.1016/j.watres.2016.10.045.
- Perkins, R. G., J. L. Butenhoff, G. L. Kennedy Jr, et M. J. Palazzolo. 2004. "13-Week dietary toxicity study of ammonium perfluorooctanoate (APFO) in male rats." *Drug and Chemical Toxicology* 27 (4):361-378. doi: 10.1081/DCT-200039773.
- Post, G. B., J. B. Louis, K. R. Cooper, B. J. Boros-Russo, et R. L. Lippincott. 2009. "Occurrence and potential significance of perfluorooctanoic acid (PFOA) detected in New Jersey public drinking water systems." *Environmental Science and Technology* 43 (12):4547-4554. doi: 10.1021/es900301s.
- Prevedouros, K., I. T. Cousins, R. C. Buck, et S. H. Korzeniowski. 2006. "Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates." *Environmental Science and Technology* 40 (1):32-44. doi: 10.1021/es0512475.
- Quinete, N., F. Orara, F. Werres, I. Moreira, et R. D. Wilken. 2009. "Determination of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid in the rhine river, Germany." *Fresenius Environmental Bulletin* 18 (7 B):1356-1362.
- Quiñones, O., et S. A. Snyder. 2009. "Occurrence of perfluoroalkyl carboxylates and sulfonates in drinking water utilities and related waters from the United States." *Environmental Science and Technology* 43 (24):9089-9095. doi: 10.1021/es9024707.
- Rahman, M. F., S. Peldszus, et W. B. Anderson. 2014. "Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: A review." *Water Research* 50:318-340. doi: 10.1016/j.watres.2013.10.045.

- Saito, N., K. Harada, K. Inoue, K. Sasaki, T. Yoshinaga, et A. Koizumi. 2004. "Perfluorooctanoate and Perfluorooctane Sulfonate Concentrations in Surface Water in Japan." *Journal of Occupational Health* 46 (1):49-59. doi: 10.1539/joh.46.49.
- Santé Canada. 2016a. L'acide perfluorooctanoïque (APFO) dans l'eau potable. Document de consultation publique. Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. 117 p.
- Santé Canada. 2016b. Le sulfonate de perfluorooctane (SPFO) dans l'eau potable. Document de consultation publique. Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. 114 p.
- Santé Canada. 2016c. "Les valeurs préliminaires pour les substances perfluoroalkylliques dans l'eau potable établies par Santé Canada. 2 p."
- Schultz T.W., Mellor C., Przybylak K., Escher S., Judson R., Tsakovka I., et Richarz A. 2016. "Read-Across for 90-day rat oral repeated-dose toxicity for selected perfluoroalkyl acids: a case study." Topical Scientific Workshop - New Approach Methodologies in Regulatory Science, Helsinki.
- Schwanz, T. G., M. Llorca, M. Farré, et D. Barceló. 2016. "Perfluoroalkyl substances assessment in drinking waters from Brazil, France and Spain." *Science of the Total Environment* 539:143-152. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.034.
- Seacat, A. M., P. J. Thomford, K. J. Hansen, L. A. Clemen, S. R. Eldridge, C. R. Elcombe, et J. L. Butenhoff. 2003. "Sub-chronic dietary toxicity of potassium perfluorooctanesulfonate in rats." *Toxicology* 183 (1-3):117-131. doi: 10.1016/S0300-483X(02)00511-5.
- Seacat, A. M., P. J. Thomford, K. J. Hansen, G. W. Olsen, M. T. Case, et J. L. Butenhoff. 2002. "Subchronic toxicity studies on perfluorooctanesulfonate potassium salt in cynomolgus monkeys." *Toxicological Sciences* 68 (1):249-264. doi: 10.1093/toxsci/68.1.249.
- Shafique, U., S. Schulze, C. Slawik, A. Böhme, A. Paschke, et G. Schüürmann. 2016. "Perfluoroalkyl acids in aqueous samples from Germany and Kenya." *Environmental Science and Pollution Research*:1-13. doi: 10.1007/s11356-016-7076-4.
- Shivakoti, B. R., S. Fujii, M. Nozoe, S. Tanaka, et C. Kunacheva. 2010. Perfluorinated chemicals (PFCs) in water purification plants (WPPs) with advanced treatment processes. In *Water Science and Technology: Water Supply*.
- Sibinski L.J. 1987. Two-Year oral (diet) toxicity/carcinogenicity study of fluorochemical FC-143 (perfluorooctane ammonium carboxylate) in rats. Report prepared for 3 M, St. Paul, Minnesota by Riker Laboratories Inc. Study No. 0281CR0012; 8EHQ-1087-0394, Performed 1991-1993.
- Skutlarek, D., M. Exner, et H. Färber. 2006. "Perfluorinated surfactants in surface and drinking waters." *Environmental Science and Pollution Research* 13 (5):299-307. doi: 10.1065/espr2006.07.326.
- Steinle-Darling, E., et M. Reinhard. 2008. "Nanofiltration for trace organic contaminant removal: Structure, solution, and membrane fouling effects on the rejection of perfluorochemicals." *Environmental Science and Technology* 42 (14):5292-5297. doi: 10.1021/es703207s.
- Takagi, S., F. Adachi, K. Miyano, Y. Koizumi, H. Tanaka, M. Mimura, I. Watanabe, S. Tanabe, et K. Kannan. 2008. "Perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in raw and treated tap water from Osaka, Japan." *Chemosphere* 72 (10):1409-1412. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.05.034.
- Takagi, S., F. Adachi, K. Miyano, Y. Koizumi, H. Tanaka, I. Watanabe, S. Tanabe, et K. Kannan. 2011. "Fate of Perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in drinking water treatment processes." *Water Research* 45 (13):3925-3932. doi: 10.1016/j.watres.2011.04.052.
- Tang, C. Y., Q. S. Fu, A. P. Robertson, C. S. Criddle, et J. O. Leckie. 2006. "Use of reverse osmosis membranes to remove perfluorooctane sulfonate (PFOS) from semiconductor wastewater." *Environmental Science and Technology* 40 (23):7343-7349. doi: 10.1021/es060831q.
- Thompson, J., G. Eaglesham, et J. Mueller. 2011b. "Concentrations of PFOS, PFOA and other perfluorinated alkyl acids in Australian drinking water." *Chemosphere* 83 (10):1320-1325. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.04.017.
- Thompson, J., G. Eaglesham, J. Reungoat, Y. Poussade, M. Bartkow, M. Lawrence, et J. F. Mueller. 2011a. "Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia." *Chemosphere* 82 (1):9-17. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.10.040.
- UBA. 2017. Fortschreibung der vorläufigen Bewertung von per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC) im Trinkwasser. Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission. Bundesgesundheitsbl. 60:350–352 DOI 10.1007/s00103-016-2508-3. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Ullah, S., T. Alsberg, et U. Berger. 2011. "Simultaneous determination of perfluoroalkyl phosphonates, carboxylates, and sulfonates in drinking water." *Journal of Chromatography A* 1218 (37):6388-6395. doi: 10.1016/j.chroma.2011.07.005.

- US EPA. 2016a. Drinking water health advisory for perfluorooctanoic acid (PFOA). U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Health and Ecological Criteria Division. EPA Document Number: 822-R-16-005. 103 p.
- US EPA. 2016b. Drinking water health advisory for perfluorooctanoic acid (PFOS). U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Health and Ecological Criteria Division. EPA Document Number: 822-R-16-004. 88 p.
- Washington, J. W., J. E. Naile, T. M. Jenkins, et D. G. Lynch. 2014. "Characterizing fluorotelomer and polyfluoroalkyl substances in new and aged fluorotelomer-based polymers for degradation studies with GC/MS and LC/MS/MS." *Environmental Science and Technology* 48 (10):5762-5769. doi: 10.1021/es500373b.
- Wilhelm, M., S. Bergmann, et H. H. Dieter. 2010. "Occurrence of perfluorinated compounds (PFCs) in drinking water of North Rhine-Westphalia, Germany and new approach to assess drinking water contamination by shorter-chained C4-C7 PFCs." *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 213 (3):224-232. doi: 10.1016/j.ijheh.2010.05.004.
- Willach, S., H. J. Brauch, et F. T. Lange. 2016. "Contribution of selected perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances to the adsorbable organically bound fluorine in German rivers and in a highly contaminated groundwater." *Chemosphere* 145:342-350. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.113.
- Wolf, C. J., S. E. Fenton, J. E. Schmid, A. M. Calafat, Z. Kuklanyik, X. A. Bryant, J. Thibodeaux, K. P. Das, S. S. White, C. S. Lau, et B. D. Abbott. 2007. "Developmental toxicity of perfluorooctanoic acid in the CD-1 mouse after cross-foster and restricted gestational exposures." *Toxicological Sciences* 95 (2):462-473. doi: 10.1093/toxsci/kfl1159.
- Xiao, F., M. F. Simcik, et J. S. Gulliver. 2013. "Mechanisms for removal of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) from drinking water by conventional and enhanced coagulation." *Water Research* 47 (1):49-56. doi: 10.1016/j.watres.2012.09.024.
- York, R. G. 2003. Oral (Gavage) Repeated Dose 90-Day Toxicity Study of Potassium Perfluorobutane Sulfonate (PFBS) in Rats. Argus Research Protocol Number 418-026.
- Zafeiraki, E., D. Costopoulou, I. Vassiliadou, L. Leondiadis, E. Dassenakis, W. Traag, R. L. A. P. Hoogenboom, et S. P. J. van Leeuwen. 2015. "Determination of perfluoroalkylated substances (PFASs) in drinking water from the Netherlands and Greece." *Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment* 32 (12):2048-2057. doi: 10.1080/19440049.2015.1086823.
- Zaggia, A., L. Conte, L. Falletti, M. Fant, et A. Chiorboli. 2016. "Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants." *Water Research* 91:137-146. doi: 10.1016/j.watres.2015.12.039.

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

ANNEXE 1 : CONCENTRATION EN PFAS MESUREES DANS DIFFERENTES EAUX DU ROBINET (EN NG/L)

PFC	Site-Pays	n	médiane (ng/L)	moyenne (ng/L)	% > LoQ	Min (ng/L)	Max (ng/L)	Référence
PFOS	Espagne	4		0,61	100	0,39	0,87	Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFOS	Japon	26		2,9	96	< 0,1	22	Takagi <i>et al.</i> (2008)
PFOS	Chine	43		3,9	86	< 0,02	11	Mak <i>et al.</i> (2009)
PFOS	Ruhr - Allemagne	692	15		63	< 10	100	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFOS	Möhne - Allemagne	111	< 10		0	< 10		Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFOS	Italie	6		8,1		6,2	9,7	Loos <i>et al.</i> (2007)
PFOS	Allemagne	7		0,8	57	< 0,4	2	Quinete <i>et al.</i> (2009)
PFOS	Etats-Unis	66		13	68	< 1	57	Quiñones <i>et al.</i> (2009)
PFOS	Japon	6		3	67	< 0,1	12	Saito <i>et al.</i> (2004)
PFOS	Allemagne	14		< 2	14	< 2	6	Skutlarek <i>et al.</i> (2006)
PFOS	Allemagne	26	1,3		35	< 1	4,7	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFOS	Pays-Bas	4		< 0,30	0	< 0,30	< 0,30	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)
PFOS	Allemagne	5		0,4	20	< 0,04	0,4	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFOS	Espagne	84	7	46	51	< 0,04	258	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFOS	Europe	7	0,861	3,02	100	0,397	8,81	Ullah <i>et al.</i> (2011)
PFOS	Australie	61	0,755	1,64	38	< 0,13	15,1	Thompson <i>et al.</i> (2011b)
PFOS	Corée	15		1,2		< 0,33	3,6	Kim <i>et al.</i> (2011)
PFOS	Norvège	3	0,23	0,2	100	0,071	0,31	Haug <i>et al.</i> (2010)
PFOS	Espagne	10	0,55	1,98	70	< 0,05	6,2	Domingo <i>et al.</i> (2012)
PFOS	Royaume-Uni	80	< 11	11	23	< 11	205	McLaughlin <i>et al.</i> (2011)
PFOS	France	11	< 10		9,1			Enault <i>et al.</i> (2015)
PFOS	Iles Feroe	2				< 0,008	< 0,016	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFOS	Brésil	21	5,8	16	100	4,6	44	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOS	France	8	19,87	20,61	38	11,99	30	Schwanz <i>et al.</i> (2016)

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

PFOS	Espagne	29	41	40	38	2,0	140	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOS	Grèce	43		< 0,6	0	< 0,6	< 0,6	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFOS	Pays-Bas	37		0,8	5,4	< 0,6	5	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFHxS	Espagne	4		< 0,18	50	< 0,18	0,28	Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFHxS	Möhne - Allemagne	70	< 10		0	< 10		Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFHxS	Etats-Unis	66		3,1	32	< 1	12	Quiñones <i>et al.</i> (2009)
PFHxS	Allemagne	26	1,1		12	< 1	12,1	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFHxS	Pays-Bas	4		0,55	100	0,5	0,6	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)
PFHxS	Allemagne	5		< 0,06	0	< 0,06	< 0,06	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHxS	Espagne	84	0,4	3,8	36	< 0,06	28	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHxS	Europe	7	0,909	0,97	71	< 0,16	2,5	Ullah <i>et al.</i> (2011)
PFHxS	Australie	61	0,92	1,71	21	< 0,18	14,4	Thompson <i>et al.</i> (2011b)
PFHxS	Norvège	3	0,12	0,105	100	0,045	0,15	Haug <i>et al.</i> (2010)
PFHxS	Espagne	10	0,5	0,4	40	< 0,1	0,73	Domingo <i>et al.</i> (2012)
PFHxS	Iles Feroe	2				0,028	0,047	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFHxS	Brésil	21	< 2,3	< 2,3	0	< 2,3	< 2,3	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	France	8	< 2,3	< 2,3	0	< 2,3	< 2,3	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	Espagne	29	< 2,3	< 2,3	0	< 2,3	< 2,3	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	Leipzig (Allemagne)	2		0,05	100	0,04	0,06	Shafique <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	Grèce	43		< 0,6	0	< 0,6	< 0,6	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFHxS	Pays-Bas	37		0,8	27	< 0,6	2,3	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFBS	Espagne	4		< 0,27	0	< 0,27		Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFBS	Ruhr - Allemagne	184	< 10		49	< 10	65	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFBS	Möhne - Allemagne	70	< 10		3	< 10	11	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFBS	Norvège	3	0,045	0,045	0	< 0,045	0,045	Haug <i>et al.</i> (2010)
PFBS	Allemagne	14		2,9	21	< 2	20	Skutlarek <i>et al.</i> (2006)
PFBS	Allemagne	119	2,6		16	< 1	13,3	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFBS	Pays-Bas	4		16	100	14	17	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

PFBS	Allemagne	5		< 0,11	0	< 0,11	< 0,11	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFBS	Espagne	84	2,4	8,3	35	< 0,11	36	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFBS	Europe	7	0,955	4,43	86	< 0,092	18,8	Ullah <i>et al.</i> (2011)
PFBS	Australie	61	0,14	0,54	11	< 0,14	2,52	Thompson <i>et al.</i> (2011b)
PFBS	Espagne	10	0,18	1,56	50	< 0,10	9,6	Domingo <i>et al.</i> (2012)
PFBS	Iles Feroe	2				< 0,008	< 0,016	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFBS	Brésil	21	1,3	4,4	90	0,48	16	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFBS	France	8	6,5	6,8	62	2,0	15	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFBS	Espagne	29	11	11	31	2,8	24	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFBS	Leipzig (Allemagne)	2		1,26	100	1,23	1,30	Shafique <i>et al.</i> (2016)
PFBS	Grèce	43		0,6	2,3	< 0,6	0,7	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFBS	Pays-Bas	37		2,9	35,1	< 0,6	13,7	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFOA	Espagne	4		2,2	100	0,32	6,3	Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFOA	Japon	26		22	100	2,3	84	Takagi <i>et al.</i> (2008)
PFOA	Chine	43		10	100	0,02	78	Mak <i>et al.</i> (2009)
PFOA	Ruhr - Allemagne	692	23		93	< 10	83	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFOA	Möhne - Allemagne	113	< 10		27	< 10	68	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFOA	Italie	6		2,4		1	2,9	Loos <i>et al.</i> (2007)
PFOA	Allemagne	7		0,9	86	< 0,4	1,3	Quinete <i>et al.</i> (2009)
PFOA	Etats-Unis	66		8,4	27	< 1	30	Quiñones <i>et al.</i> (2009)
PFOA	Japon	6		9,9	100	0,12	40	Saito <i>et al.</i> (2004)
PFOA	Allemagne	14		< 2	21	< 2	4	Skutlarek <i>et al.</i> (2006)
PFOA	Allemagne	26	2,6		19	< 1	6,1	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFOA	Pays-Bas	4		3,7	100	3,2	4,3	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)
PFOA	Allemagne	5	1,3	1,3	40	< 0,16	1,9	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFOA	Espagne	84	2,9	6,7	37	< 0,16	35	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFOA	Europe	7	4,92	4,36	100	0,302	8,56	Ullah <i>et al.</i> (2011)
PFOA	Australie	61	0,5	1,08	49	< 0,13	9,66	Thompson <i>et al.</i> (2011b)

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

PFOA	Corée	15		5,4		< 0,33	33	Kim <i>et al.</i> (2011)
PFOA	Norvège	3	1,2	1,45	100	1,2	2,5	Haug <i>et al.</i> (2010)
PFOA	Espagne	10	0,78	2,54	50	< 0,40	9,6	Domingo <i>et al.</i> (2012)
PFOA	Nord de Milan - Italie	13	14			10	47	Castiglioni <i>et al.</i> (2015)
PFOA	zone urbaine de Milan - Italie	27	7			2	17	Castiglioni <i>et al.</i> (2015)
PFOA	zone agricole du Sud de Milan - Italie	4	< 1-20			< 1-20	< 1-20	Castiglioni <i>et al.</i> (2015)
PFOA	France	11	< 10		9,1			Enault <i>et al.</i> (2015)
PFOA	Espagne	4		0,9	50	< 0,61	3	Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFOA	Iles Feroe	2				0,23	0,25	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFOA	Brésil	21	10	16	33	3,0	46	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOA	France	8	13	13	25	8,7	18	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOA	Espagne	29	13	14	21	3,8	29	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOA	Leipzig (Allemagne)	2		6,15	100	5,80	6,50	Shafique <i>et al.</i> (2016)
PFOA	Grèce	43		0,7	11,6	< 0,6	3,63	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFOA	Pays-Bas	37		1,9	35,1	< 0,6	11,1	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFHpA	Chine	43		?	83	< 0,02	?	Mak <i>et al.</i> (2009)
PFHpA	Ruhr - Allemagne	184	< 10		2	< 10	12	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFHpA	Möhne - Allemagne	70	< 10		14	< 10	25	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFHpA	Italie	6		0,5		0,3	0,8	Loos <i>et al.</i> (2007)
PFHpA	Allemagne	14		< 2	0	< 2		Skutlarek <i>et al.</i> (2006)
PFHpA	Allemagne	26	1,5		12	< 1	1,5	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFHpA	Pays-Bas	4		1,2	100	0,9	1,4	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)
PFHpA	Allemagne	5	7,6	9,2	100	0,23	24	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHpA	Espagne	84	10,8	8,1	13	< 0,23	16	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHpA	Europe	7	1,09	1,03	86	< 0,12	1,91	Ullah <i>et al.</i> (2011)
PFHpA	Australie	61	0,15	0,4	27	< 0,15	2,54	Thompson <i>et al.</i> (2011b)
PFHpA	Norvège	3	0,32	0,4	67	< 0,12	0,76	Haug <i>et al.</i> (2010)
PFHpA	Espagne	10	0,41	0,89	40	< 0,10	3,3	Domingo <i>et al.</i> (2012)

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

PFHpA	Iles Feroe	2				0,208	0,220	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFHpA	Brésil	21	18	17	76	5,2	36	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	France	8	22	22	37	13	33	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	Espagne	29	14	19	34	4,1	42	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	Leipzig (Allemagne)	2		0,19	100	0,16	0,21	Shafique <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	Grèce	43		< 0,6	0	< 0,6	< 0,6	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFHpA	Pays-Bas	37		1,0	29,7	< 0,6	3	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFHxA	Espagne	4		< 0,87	0	< 0,87		Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFHxA	Chine	43		?	86	< 0,02	1,7	Mak <i>et al.</i> (2009)
PFHxA	Ruhr - Allemagne	185	< 10		49	< 10	40	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFHxA	Möhne - Allemagne	70	20		66	< 10	43	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFHxA	Etats-Unis	66		4	47	< 1	23	Quiñones <i>et al.</i> (2009)
PFHxA	Allemagne	14		< 2	7	< 2	9	Skutlarek <i>et al.</i> (2006)
PFHxA	Allemagne	26	2		23	< 1	6,4	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFHxA	Pays-Bas	4		2,3	100	2,2	2,4	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)
PFHxA	Allemagne	5	0,7	0,9	80	< 0,23	1,8	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHxA	Espagne	84	3	4,7	18	< 0,23	11	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHxA	Europe	7	2,86	2,48	86	< 0,38	5,15	Ullah <i>et al.</i> (2011)
PFHxA	Australie	61	0,13	0,59	13	< 0,13	5,53	Thompson <i>et al.</i> (2011b)
PFHxA	Norvège	3	0,31	0,4	67	< 0,11	0,78	Haug <i>et al.</i> (2010)
PFHxA	Espagne	9	0,23	0,63	44	< 0,10	2,2	Domingo <i>et al.</i> (2012)
PFHxA	Iles Feroe	2				< 0,067	0,080	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFHxA	Brésil	21	13	9,6	14	< 1,1	15,9	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	France	8	6,3	6,3	25	5,8	6,8	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	Espagne	29	36	36	7	14	58	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	Leipzig (Allemagne)	2		0,92	100	0,91	0,93	Shafique <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	Grèce	43		0,6	2,3	< 0,6	0,7	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFHxA	Pays-Bas	37		1,6	29,7	< 0,6	4,9	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

PFPeA	Chine	43		0,72	< 50	< 0,4	1,8	Mak <i>et al.</i> (2009)
PFPeA	Ruhr - Allemagne	181	10		57	< 10	36	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFPeA	Möhne - Allemagne	70	20		67	< 10	55	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFPeA	Allemagne	14		< 2	7	< 2	4	Skutlarek <i>et al.</i> (2006)
PFPeA	Allemagne	26	2		19	< 1	5,2	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFPeA	Pays-Bas	4		2,4	100	1,7	2,8	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)
PFPeA	Allemagne	5		1,2	20	< 0,76	1,2	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFPeA	Espagne	84	1,7	3,8	38	< 0,76	17	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFPeA	Europe	7	0,53	0,99	43	< 0,53	2,69	Ullah <i>et al.</i> (2011)
PFPeA	Australie	61	0,13	0,62	18	< 0,13	4,23	Thompson <i>et al.</i> (2011b)
PFPeA	Espagne	10	0,19	0,39	40	< 0,10	1,7	Domingo <i>et al.</i> (2012)
PFPeA	Iles Feroe	2				< 0,029	0,043	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFPeA	Leipzig (Allemagne)	2		0,55	100	0,51	0,59	Shafique <i>et al.</i> (2016)
PFPeA	Grèce	43		0,9	11,6	< 0,6	5,9	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFPeA	Pays-Bas	37		2,9	40,5	< 0,6	19,8	Zafeiraki <i>et al.</i> (2015)
PFBA	Chine	43		?	60	< 0,4	10	Mak <i>et al.</i> (2009)
PFBA	Ruhr - Allemagne	184	19		79	< 10	66	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFBA	Möhne - Allemagne	70	75		91	< 10	150	Wilhelm <i>et al.</i> (2010)
PFBA	Allemagne	14		< 2	0	< 2		Skutlarek <i>et al.</i> (2006)
PFBA	Pays-Bas	4		15	100	9,3	18	Eschauzier <i>et al.</i> (2013)
PFBA	Allemagne	5		0,4	20	-	0,4	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFBA	Espagne	84	10	10	52	< 2,4	27	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFBA	Espagne	10	0,33	0,89	70	< 0,33	4,3	Domingo <i>et al.</i> (2012)
PFBA	Iles Feroe	2				0,57	0,82	Eriksson <i>et al.</i> (2013)
PFBA	Leipzig (Allemagne)	2		0,56	100	0,54	0,57	Shafique <i>et al.</i> (2016)

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

ANNEXE 2 : CONCENTRATION EN PFAS MESUREES DANS DIFFERENTES EAUX EMBOUTEILLEES (EN NG/L)

PFC	Site-Pays	n	médiane (ng/L)	moyenne (ng/L)	% > LoQ	Min (ng/L)	Max (ng/L)	Référence
PFOS	Espagne	4		< 0,24	0	< 0,24		Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFOS	Allemagne	119	1,5		9	< 1	6	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFOS	Allemagne	2	1	1	50	< 0,04	1	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFOS	Espagne	4		< 0,04	0	< 0,04	< 0,04	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFOS	Brésil	9	< 0,41	< 0,41	0	< 0,41	< 0,41	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOS	France	19	4,2	5,2	26	1,6	11	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOS	Espagne	10	< 0,41	< 0,41	0	< 0,41	< 0,41	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOS	France	40	< 0,5	< 0,5	10	< 0,5	3,7	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	Espagne	4		< 0,18	0	< 0,18		Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFHxS	Allemagne	119	1,4		1	< 1	1,4	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFHxS	Brésil	9	< 2,3	< 2,3	0	< 2,3	< 2,3	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	France	19	6,7	6,7	5	6,7	6,7	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	Espagne	10	< 2,3	< 2,3	0	< 2,3	< 2,3	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxS	France	40	< 1	< 1	5	< 1	2,5	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)
PFBS	Espagne	4		< 0,27	0	< 0,27		Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFBS	Allemagne	26	2,7		42	< 1	5,8	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFBS	Brésil	9	3,5	3,4	50	3,1	3,6	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFBS	France	19	2,9	3,2	32	1,3	6,7	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFBS	Espagne	10	< 0,15	< 0,15	0	< 0,15	< 0,15	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFBS	France	40	< 1	< 1	2,5	< 1	1,4	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)
PFOA	Espagne	4		< 0,39	25	< 0,39	0,67	Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFOA	Allemagne	119	1,6		26	< 1	3,7	Gellrich <i>et al.</i> (2013)

Avis de l'Anses
Saisine n° 2015-SA-0105
Saisine liée n° 2012-SA-0001

PFOA	Brésil	9	7,6	7,6	33	3,4	12	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOA	France	19	4,8	5,4	16	3,9	7,4	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOA	Espagne	10	9,5	9,5	20	8,3	11	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFOA	France	40	< 1	< 1	2,5	< 1	9,5	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	Espagne	4		< 0,61	0	< 0,61		Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFHpA	Allemagne	119	na		0	< 1	< 1	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFHpA	Allemagne	2	12	12	100	0,23	17	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHpA	Espagne	4		< 0,23	0	< 0,23	< 0,23	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHpA	Brésil	9	6,3	6,8	67	5,7	8,9	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	France	19	9,9	11	47	4,5	25	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	Espagne	10	9,0	10	40	5,7	17	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHpA	France	40	< 1	< 1	2,5	< 1	1,4	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	Espagne	4		< 0,87	0	< 0,87		Ericson <i>et al.</i> (2008)
PFHxA	Allemagne	119	na		0	< 1	< 1	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFHxA	Allemagne	2	0,17	0,17	50	-	0,17	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHxA	Espagne	4		< 0,23	0	< 0,23	< 0,23	Llorca <i>et al.</i> (2012)
PFHxA	Brésil	9	< 1,1	< 1,1	0	< 1,1	< 1,1	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	France	19	< 1,1	< 1,1	0	< 1,1	< 1,1	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	Espagne	10	8,3	8,3	20	4,8	11,8	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
PFHxA	France	40	< 1	< 1	0	< 1	< 1	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)
PFPeA	Allemagne	119	1,7		28	< 1	7,8	Gellrich <i>et al.</i> (2013)
PFPeA	France	40	< 1	< 1	0	< 1	< 1	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)
PFBA	France	40	< 1	< 1	2,5	< 1	1,1	Le Coadou <i>et al.</i> (2016)

ANNEXE 3 : LISTE DES ACRONYMES DES MOLECULES CITEES DANS LE PRESENT AVIS

Abréviation	Numéro CAS*	Nom de la molécule
PFBA	375-22-4	acide perfluorobutanoïque
PFPeA	2706-90-3	acide perfluoropentanoïque
PFHxA	307-24-4	acide perfluorohexanoïque
PFHpA	375-85-9	acide perfluoroheptanoïque
PFOA	335-67-1	acide perfluorooctanoïque
PFOSA	754-91-6	perfluorooctanesulfonamide
PFNA	375-95-1	acide perfluorononanoïque
PFDeA	335-76-2	acide perfluorodécanoïque
PFUnA	2058-94-8	acide perfluoroundécanoïque
PFDoA	307-55-1	acide perfluorododécanoïque
PFBS	375-73-5	sulfonate de perfluorobutane
PFPS	2706-91-4	sulfonate de perfluoropentane
PFHxS	355-46-4	sulfonate de perfluorohexane
PFHpS	375-92-8	sulfonate de perfluoroheptane
PFOS	1763-23-1	sulfonate de perfluorooctane
6:2 FTSA	27619-97-2	acide sulfonique du 6:2 fluorotélomère
6:2 FTAB	34455-29-3	sulfonamide alkylbétaine du 6:2 fluorotélomère
8:2 FTSA	39108-34-4	acide sulfonique du 8:2 fluorotélomère

* numéro CAS de la forme acide

ANNEXE 4 : PRESENTATION 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. Michel JOYEUX

Membres

M. Pierre-Jean CABILLIC

M. Edmond CREPPY

M. Jean-Michel MAIXENT

M. Joseph de LAAT

Mme Laetitia KNOCKAERT

M. Patrick LEVALLOIS

M. Christophe ROSIN

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT

Mme Bénédicte WELTÉ

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

Mme Pauline GUILLOU – Unité d'évaluation des substances chimiques

M. Thomas CARTIER - Unité d'évaluation des risques liés à l'eau

M. Xavier DAUCHY – Laboratoire d'hydrologie de Nancy

Secrétariat administratif

Mme Virginie SADÉ