



Les composés alkyls poly/per fluorés Etat de l'art et enjeux dans un contexte SSP

Rapport « final »

BRGM/RP-69594-FR
Décembre 2020

Les composés alkyls poly/per fluorés Etat de l'art et enjeux dans un contexte SSP

Rapport « final »

BRGM/RP-69594-FR
Décembre 2020

Étude réalisée dans le cadre des opérations
de service public du BRGM 2019

C. Merly

Avec la participation de G Boissard et A. Coftier

<p>Vérificateur :</p> <p>Nom : V. Guérin</p> <p>Fonction : Chef de projet</p> <p>Date : 5 février 2020</p> <p>Signature : </p>

<p>Approbateur :</p> <p>Nom : S. Buschaert</p> <p>Fonction Directeur Auvergne Rhône Alpes</p> <p>Date : 30/06/20</p> <p> </p>

Le système de management de la qualité et de l'environnement
est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Contact : qualite@brgm.fr

Mots-clés : PFAS, composés perfluorés, composés polyfluorés, PFOS, PFOA, SSP, sol, eaux, eaux souterraines

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Merly C. (2020) – Les composés alkyls poly/perfluorés, Etat de l'art et enjeux dans un contexte SSP. Rapport final. BRGM/RP-69594-FR, 171 p., 52 fig., 39 tabl., 5 ann.

Synthèse

Les composés alkyls poly et perfluorés (PFAS) font l’objet d’attention croissante depuis une décennie. Des centaines de documents portant sur les PFAS, dont des publications scientifiques, présentations orales à colloques, guides et documents de synthèses ont été publiés au cours des 2 ou 3 dernières années. L’objet de ce rapport est de faire un état de l’art des connaissances sur les PFAS et d’identifier les enjeux actuels associés à ces substances dans un contexte de gestion des sites et sols pollués.

De nombreux pays portent une attention particulière aux PFAS depuis plusieurs années. En Europe, l’Allemagne, la Suède, les Pays-Bas, l’Italie et récemment la Suisse et la Belgique ont effectué des travaux de caractérisation ou publié des guides de compréhension ou de gestion. A l’international, les Etats-Unis et l’Australie sont les plus actifs sur le sujet.

La famille des PFAS comprend les composés polymères et non polymères qui regroupent environ 3000 substances. Les composés non-polymères se divisent en deux grandes familles : les composés perfluorés (incluant notamment les acides perfluorés carboxyliques (PFCA) et sulfoniques (PFSA)) et les composés polyfluorés (incluant entre autres les précurseurs). Ces composés non-polymères sont les plus préoccupants pour l’environnement.

Par la suite, on renvoie le lecteur à l’annexe 1 pour la compréhension des acronymes.

Sources des PFAS

Les sources de PFAS sont potentiellement très nombreuses. Il en existe deux grands types : Les producteurs et les utilisateurs.

En ce qui concerne les **sites de production des PFAS**, la production et l’utilisation de certains acides perfluorés à chaînes longues (e.g. le PFOS) sont prohibés et font l’objet de produits de remplacement (fluorotélomères et GenX par exemples).

On peut distinguer **trois types d’utilisateurs des PFAS** : les **industries qui les utilisent comme matière première pour fabriquer des produits extrêmement variés (du cuir et textiles aux semi-conducteurs en passant par les plastiques par exemple)** ; les **activités de lutte contre les incendies utilisant les mousses contenant des PFAS** ; les **consommateurs de produits manufacturés contenant des PFAS**. Une quatrième catégorie est la récupération et traitement des produits contenant des PFAS après utilisation via les effluents (STEP) et le traitement des déchets (ISD).

Les industries principales utilisant les PFAS comprennent l’industrie du cuir et du textile, l’industrie du papier, la métallisation et gravure, la fabrication des câbles, l’industrie des surfactants, des résines, des plastiques et des moulages, l’industrie de la photolithographie et des semi-conducteurs et l’industrie de fabrication des produits anti-incendie. Les PFAS sont utilisées par d’autres industries, l’aéronautique pour les fluides hydrauliques des avions, la chimie comme ingrédients actifs dans les pesticides et les insecticides, dans des produits de nettoyages industriels et domestiques, dans des applications médicales ou dans les mines et comme agents tensio-actifs.

Un lien entre les activités industrielles utilisatrices de PFAS et le type de PFAS susceptibles d'être émis est proposé pour les productions industrielles suivantes :

- Production de PTFE - utilisation de PFOA ;
- Production de PVDF - utilisation de 6 :2 FTSA ou PFNA;
- Production de polymères fluorés - utilisation de PFOA et PFHxA ;
- Production des produits à chaîne courte - utilisation de fluorotélomères acrylates et méthacrylates;
- Production des produits anti-attachant et des fluoro-surfactants - utilisation du PBS ;
- Production de PFA (perfluoroalkoxy polymer) et de FEP fluorinated éthylene-propylene polymer) - utilisation de PFAS.

Les PFAS sont présents dans les mousses anti-incendies qui sont des mélanges complexes et qui contiennent des PFAS connus mais aussi des PFAS non identifiés. Ces produits ont été stockés et utilisés depuis les années 1960 par des installations militaires, des aéroports civils, des raffineries et sites de stockage, des industries chimiques, mais aussi par des brigades de pompier locales. Les **PFAS présents dans les mousses incluent** :

- Les acides perfluoro sulfoniques (PFSA);
- Cinq classes de précurseurs : Fluorotélomère thioéther amido sulfonates (famille des FTSA) ; Fluorotélomère betaines (Famille des FtB) ; Fluorotélomère sulphonamides betaines (Famille des FTAB) ; Fluorotélomère thio hydroxyl ammonium (Famille des FtTHN), Perfluoroalkyl sulphonamide-based surfactant (Famille des PFSA).
- Les acides perfluorés dont la chaîne carbonée comporte plus de 7 carbones: il est probable que ces substances soient présentes sous forme d'impuretés dans les mousses et se bio-accumulent certainement, ce qui rend leur détection possible ;

Les PFAS sont largement utilisés dans les produits de consommation courante dont les produits ménagers, contenant des mélanges diverses de PFAS. **Ces produits sont utilisés quotidiennement par de nombreux consommateurs.** La liste des produits contenant des PFAS est longue et comprend le papier et les emballages, les vêtements et les tapis, les textiles d'extérieur et les équipements de sport, les cires pour ski et snow board, les ustensiles de cuisine antiadhésifs, les produits de nettoyage et les adoucisseurs, les cires, les polisseurs et les peintures ; le latex, les pesticides et les herbicides, les fluides hydrauliques, les essuie-glaces, les encres, les colorants, les vernis et les peintures, les adhésifs, les produits médicaux, les produits de beauté et d'hygiène (shampooing, après shampooings, crème solaire, cosmétiques, dentifrice, fil à dent, etc.).

Comportement environnemental et schéma conceptuel

Les composés poly et per-fluorés posent des enjeux environnementaux majeurs car ils sont **persistants, non dégradables, toxiques, solubles et mobiles**. Ils affectent potentiellement tous les milieux environnementaux incluant le sol, les eaux, l'air et le biote. Les acides perfluorosulphoniques et perfluorocarboxyliques (PFAS et PFCAS) sont largement présents dans l'environnement à cause de leur grande solubilité dans l'eau, leur sorption faible à moyenne sur les sols et sédiments et leur résistance à la dégradation chimique ou biologique. Etant des acides forts (à faible pKa), dans la gamme de pH couramment observée dans l'environnement (pH 5 à 9), les PFSA et PFCA sont présents sous forme anionique (sous forme de sel), ce qui réduit leur sorption sur le sol ou les sédiments qui sont généralement chargés négativement.

De plus, les PFAS ont, selon leurs caractéristiques, des propriétés **à la fois hydrophiles et hydrophobes** ce qui a fait d'eux un produit de synthèse utilisé dans de nombreux processus de fabrication (galvanisation, fluides hydrauliques en aéronautique, textile, papier, photo, mousses, etc.) conduisant à de multi-sources potentielles d'émission dans l'environnement et rendant leur présence environnementale ubiquiste.

Les PFAS ont un **comportement environnemental complexe et propre à chaque substance** et pour chaque substance selon sa forme ionique, neutre ou zwitterionique (molécules à charges opposées). **Les précurseurs ont tendance à se biodégrader en acides perfluorés** (substances plus toxiques et plus persistantes que les précurseurs) dans l’environnement.

Les **schémas conceptuels** (ITRC,2018) pour **les sites industriels utilisant ou produisant des PFAS** et pour **les aires d’entraînement d’incendie ou lors d’incendies** (utilisant les mousse extinctrices contenant des PFAS) sont présentés ci-dessous.

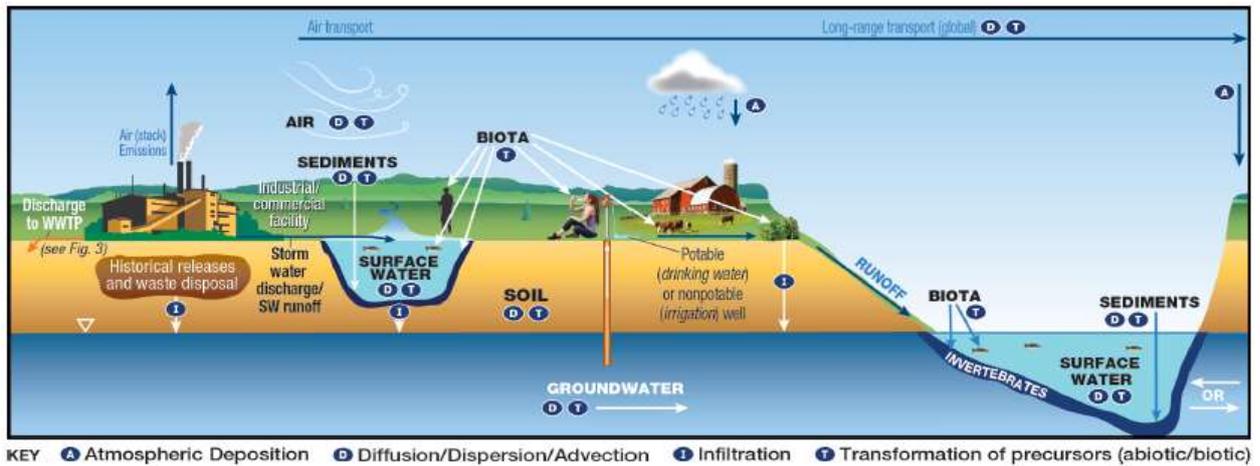


Schéma conceptuel pour les sites industriels utilisant ou produisant des PFAS

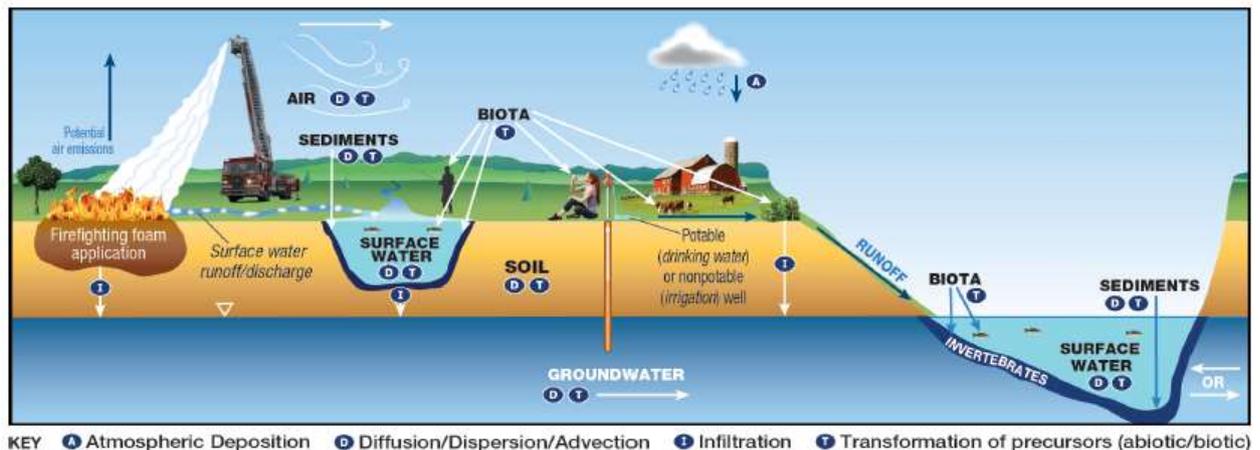


Schéma conceptuel pour les aires d’entraînement anti-incendie ou les incendies

Occurrence dans les milieux et lien avec les sources

L’occurrence des PFAS s’observe dans tous les milieux à des concentrations variables en Europe et à l’international.

Le milieu le plus étudié est celui de l’eau, qui est considéré comme un **récepteur principal** pour les PFAS. Les PFAS sont détectés sur l’ensemble du territoire et souvent ces détections peuvent être associées à la présence de sources industrielles, de sites militaires, d’aires d’entraînements de lutte contre incendie, d’aéroports et de stations de traitement des eaux usées. Dans les eaux souterraines, ce sont surtout les PFAS à chaîne longue qui sont détectés. Les PFAS à chaîne

courte sont souvent détectés dans les eaux de surface. Les différences constatées entre les compositions observées dans les eaux souterraines et les eaux de surface s’expliquent par des schémas d’exposition différents :

- Les PFSA sont principalement associés aux mousses ou produits anti-buée ou de protection de surface (Favreau, 2017). Ils sont présents en plus forte concentration dans les eaux souterraines car l’application des mousses se fait sur le sol, les PFSA migrent alors vers les ESO souterraines.
- La composition des eaux de surface est dominée par les PFCAs, qui sont attribuables à des sources telles que la production de fluoropolymères (via le ruissellement des eaux pluviales, eaux d’orage, effluents des stations de traitement industrielles), les installations de stockage de déchets et les effluents des STEP (qui sont rejetés en rivière, les STEP peuvent aussi être le récepteur pour les lixiviats des décharges – 75% des PFAS sont des PFCAs).

La qualité des milieux solides tels que les **sédiments et les sols** est **beaucoup moins renseignée**. De manière générale, les concentrations les plus importantes dans les sols ont été observées sur les zones d’entraînement de lutte anti-incendie, les zones d’amendement avec des boues et les sites industriels. Ces contaminations en PFAS peuvent affecter des grandes étendues de sols (et donc s’apparenter à une pollution diffuse) à cause d’une utilisation sur des larges surfaces (comme l’épandage des boues) ou bien une migration via les dépôts atmosphériques (pour les sites de fabrication ou d’utilisation des PFAS).

L’étude a permis de renseigner les **milieux affectés** (incluant des gammes de concentrations en PFAS) **selon les sources**. Le tableau ci-dessous résume selon le type de source, les milieux environnementaux qui sont affectés et les concentrations en PFAS qui ont pu y être observées. Les points suivants sont notables :

- L’utilisation de mousses (aires d’entraînement anti-incendie et incendie) sont les premières causes de présence de PFAS pour les sols, les eaux et autres milieux récepteurs. Les aires d’entraînement peuvent être par exemple localisées sur les aéroports, les bases militaires, des sites industriels (plateforme chimique, raffinerie, etc.)
- Les activités majeures ayant un impact en PFAS sur les eaux incluent par ordre de priorité: Les aires d’entraînement de lutte incendie > les sites industriels > les décharges > les usines de traitement des eaux ;
- Les activités qui impactent les sols en PFAS, sur la base des concentrations observées dans les sols, sont par ordre de priorité : Les aires d’entraînement de lutte incendie > les sites de production des PFAS (par déposition atmosphérique) > l’épandage des boues d’épuration
- Les sources industrielles en PFAS les plus probables sont: les sites de production de mousses, de fluoropolymères et de fluorotélomères, l’industrie de galvanisation (traitement de surface par le chrome), l’industrie du textile, l’industrie du papier, et autres.
- Les substances observées dépendent de la source et du milieu récepteur.

Source	Sols	Lixiviats	Eaux Souterraines	Eaux de surface	Eaux usées	Effluents	Eaux de ruissellement	Sédiment	Boies	Autres	
Utilisation des mousses											
Aire d'entraînement	PFOS- 210mg/kg (Schwab, 2019), 2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie), PFOS et précurseurs (6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS) - 9 200ug/kg (Van Gestel, 2019), PFAS - 8 700ug/kg (Dauchy, 2019), PFAS en profondeur (jusqu'à 15m de profondeur) - 56ug/kg (Dauchy, 2019), Corrélation PFSA - FT (Dauchy, 2019), PFSA observés dans tous les échantillons de sol; Dans les sols toutes les familles de PFAS représentées (Dauchy, 2019) PFAS - 1600ug/kg (principalement PFOS et 6:2PTSA) - Arhens (2016)	PFOS - 2600ug/L (Schwab, 2019)	PFOS - 65ug/L (Schwab, 2019), 2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie), 21 des 23 sites étudiés en Bavière, PFOS, 6:2FTS, PFHxS, PFOA, PFHxA - 2 250ug/L (Van Gestel, 2019), PFAS (dont PFOS, PFHxS et 6:2 FTS) - 3500ug/L (Pancras, 2019), PFSA (Guelfo, 2018) PFOS-0,5ug/L; PFHxS-0,1ug/L, 6:2 FTAB -5ug/L (Dauchy, 2017), PFAS entre 300 et 3800ug/L (composé majoritairement de PFSA (PFHxS et PFBS) et PFSA (PFPeA et PFHxA); 6:2 TBA détecté jusqu'à 20m), Présence des acides et FT principalement (Dauchy, 2019)	6:2 FTAB -17ug/L (Dauchy, 2017)	PFAS 5 300ug/L à 12 000ug/L PFAS (dont 90% environ est le 6:2FTAB, PFOS / PFOA - 1000 à 2 000ug/L) - Dauchy, 2019			PFAS 1ug/L à 29 000ug/L (PFOS 7ug/L) - Dauchy, 2019	Traces 6:2FTSA et 8:2 FTSA (Dauchy, 2017)		Béton PFOS (moy=33,400ug/kg) >> PFHxS(1,170 ug/kg) >>PFDeA, PFUnA, PFDoA, PFHxA (800 ug/kg) >> PFOA (400ug/kg) >> >> 6:2 FTS (90ug/kg) (Baduel, 2015, 2017)
Aire d'entraînement - aéroports civils ou militaires					PFAS - 0,065ug/L et 0,570ug/L avec selon les sites prédominance de PFHxA (site 1), PFOS et 6:2FTSA (site 2), PFNA (site 3) - Arhens, 2016						
Incendie	PFOS et précurseurs (6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS) - 4 800ug/kg (Van Gestel, 2019)										
Site de production											
Site de production de mousses	2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)		PFOS - 5ug/L (Schwab, 2019), 2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)								
Site de production des fluoropolymères			PFAS - 0,4 et 41,4 ug/L (uniquement acides dont PFHxA et PFOA et chaînes courtes - dégradation des précurseurs) - (Dauchy, 2012); ESO-AEP Signature différentes selon la typologie des unités de production avec prédominance des PFHxA à 0,015ug/L à 0,263ug/L (Dauchy, 2017)	PFOA (Guelfo, 2018) PFAS - 0,13 et 0,29ug/L (PFHxA - 0,145ug/L, PFNA, PFOA, PFBA, PFOAS) (Dauchy, 2012), PFHxA, 6:2FTSA, PFNA et PFUnDA (Dauchy, 2017)			PFHxA - 17ug/L, PFNA - 8ug/L et PFOA - 2,8ug/L (Dauchy, 2012)	PFUnDA - 52 à 176ug/kg, PFTrDA - 30 à 176ug/kg (Dauchy, 2017)			
Site de production de fluorotéromères	PFOA - 5 à 655ug/kg, FTSA - 335 à 2237ug/kg, FTOH - 2,3 à 238 ug/kg (dépot atmosphérique) (Dauchy, 2017)		PFAS -2 et 28ug/L (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA), puits peu profond PFOA - 9,14ug/L et PFHxA - 6,26ug/L (Dauchy, 2012 - Résines photo-réticulables)	6:2 FTAB - 0,97 ug/L et 6:2FTSA - 0,195ug/L, PFOS et précurseurs retrouvés 62 k en aval de la source (Dauchy, 2017), 8:2FTOH - 0,246ug/L (Bach, 2016)		STEP - PFAS 40 à 54ug/L - Dégradation de précurseurs (Dauchy, 2012 - résines photo-réticulables)	PFOA et PFHxS en plus grande quantité (Dauchy, 2012 - résines photo-réticulables)	8:2FTOH - 5,7ug/L et 10:2FTOH - 7,4ug/kg (Bach, 2016)	PFAS (Dauchy, 2017)		
Dé pôts atmosphériques			PFOS et autres - 60ug/L (Pancras, 2019)								
Site industriel - utilisation des PFAS											
Site de galvanisation	2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)		0,07ug/L < PFOS < 0,7ug/L, 1/6 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)								
Fosse d'élimination			0,07ug/L < PFOS < 0,7ug/L (Schwab, 2019)								
Industrie du papier			PFOS < 0,07ug/L (Schwab, 2019)								
Industrie du textile			PFOS < 0,07ug/L (Schwab, 2019)			STEP sortant en aval de site: PFOA 560ng/L, PFNA 380ng/L et PFDA 200ng/l (PERFORCE).					
Industrie des solvant			PFOS < 0,07ug/L (Schwab, 2019)								
Valorisation des déchets (boues industrielles et déchets industries papetière)			Sites en Bavière								
Industrie - protection de surface			PFSA (Guelfo, 2018)								
Industrie - traitement anti-buée			PFSA (Guelfo, 2018)								
Décharge et Station d'épuration											
Décharge		PFAS - 0,410ug/L (PFOS et PFOA - principalement) - (Arhens, 2016)	PFOS > 0,7ug/L (Schwab, 2019), PFOA - 20ug/L, PFOBA (10ug/L) (Pancras, 2019), PFAS - 0,265ug/L (Dauchy, 2019)	PFOA (Guelfo, 2018)							
STEP				PFOA (Guelfo, 2018)		Sortants: Sulphonates : PFBS 2-50ng/L, PFHxS 2-50ng/L, PFOS 15-200ng/L; Acides carboxyliques: PFHpA (4-18 ng/L), PFOA (20-110 ng/L), PFNA (2-19ng/L) (PERFORCE) Eaux - PFCAs (PFBA, PFNA et PFPeA) et PFSA (PFOS et FBS) - (Campo, 2014)				PFOS - 1 790ug/kg et PFBA - 1 880ug/kg (Campo, 2014)	
STEP - mousse	PFAS - conc moy entre 1100 et 2240ug/kg avec une valeur max de 4300ug/kg (Dauchy, 2019)					PFAS 5 300ug/L à 1 300ug/L PFAS (dont 90% environ est le 6:2 FTAB) - Dauchy, 2019					
Sans source apparente	PFAS <2ug/kg ou 4 ug/kg (Rankin, 2016)										

Occurrence observée dans les milieux selon le type d'activité

Réglementation

De manière générale, les cadres réglementaires ont été définis dans un premier temps pour les deux PFAS les plus recherchés et pour lesquels on avait le plus d'informations toxicologiques (le PFOS et le PFOA). Ces cadres réglementaires tendent dans les dernières années à s'étendre à une gamme plus large de composés.

Deux types de réglementations sont applicables aux PFAS : les réglementations visant à légiférer leur production et leur utilisation et les réglementations visant la protection des milieux par la maîtrise des risques environnementaux et sanitaires (définition de critère de qualité). En ce qui concerne la protection des milieux environnementaux, de nombreuses initiatives sont en cours : certaines conduisent à des obligations légales, d'autres sont plus des actions volontaires conduisant à des recommandations ou à des bonnes pratiques.

La **législation européenne et internationale sur la production et l'utilisation des PFAS** porte sur le PFOS, le PFOA et PFHxS. La directive 2006/122/CE du parlement européen et du conseil du 12 décembre 2006 sur les dérogations à l'usage du PFOS énumère les utilisations critiques du PFOS et leurs restrictions. Le PFOA, ses sels et les substances qui lui sont apparentées, ont été ajoutés à la liste des substances faisant l'objet de restrictions qui figure à l'annexe XVII du règlement REACH le 14 juin 2017, car la Commission considérait que leur fabrication, utilisation ou vente entraînent un risque inacceptable pour la santé humaine et pour l'environnement. En 2009, le PFOS a été ajouté à l'annexe B de la convention de Stockholm sur les POPs. Le PFOA est dans l'annexe A de la convention et le PFHxS seraient actuellement proposés pour être ajoutés dans la liste des substances de l'annexe A.

En ce qui concerne **les valeurs définies pour la protection des milieux**, les critères de qualité ont été déjà définis pour le PFOS et le PFOA, puis élargis dans certains pays à un jeu plus large de substances. Les critères sont soit légalement applicables, soit des valeurs guides indicatives (mais non opposables légalement).

Au **niveau européen** des valeurs utilisées pour évaluer la qualité des **eaux destinées à la consommation humaine** ont été proposées pour les PFAS dans l'annexe 1 de la proposition de directive, du parlement européen et du conseil, relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) (1.2.2018, COM (2017) 753 final). Ainsi deux valeurs ont été mises en avant : Valeurs pour chaque substance pris individuellement: 0,1µg/L ; valeur pour la somme des PFAS : 0,5µg/L. Cependant, on note, à la date de ce rapport, que la directive EDCH est en cours de révision et qu'il est fort probable que ces propositions soient amendées. En ce qui concerne les **eaux de surface**, le PFOS et ses dérivés ont été inclus dans la Directive Européenne sur les standards de qualité environnementale (2013/39/EU amendant 2008/105/EC) fixant un EQS à 0,00065 µg/L pour le PFOS dans les eaux de surface. Pour les **eaux souterraines**, une proposition du WFD-CIS GW a été faite pour ajouter 10 PFAS à la liste de vigilance. Au niveau européen, il n'existe pas de réglementation sur les PFAS pour les autres milieux (sol, sédiment et air).

Quelques **états membres de l'UE** ou d'**autres pays** ont défini des seuils par les différents milieux environnementaux (eau, sol, biota). Les critères de qualité sont principalement définis pour le PFAS, le PFOA et le PFHxS. En Allemagne, aux Pays Bas et aux Etats-Unis, les valeurs guides ont été déclinées pour un spectre plus important de substances (incluant les acides perfluorés). **Les valeurs sont très hétérogènes selon les pays et les approches prises**, avec des différences allant jusqu'à 3 ordres de grandeur pour les eaux de consommation, 7 ordres de grandeur pour les eaux de surface et 6 ordres de grandeur pour les sols. Il n'existe pas de réglementation sur les PFAS en France.

Evaluation des risques sanitaires

La famille des PFAS regroupant une très large gamme de substances, l’évaluation de leurs impacts sanitaires est très complexe. Les familles et composés les plus étudiés sont les acides perfluorés carboxyliques (PFCA) et les acides perfluorés sulfoniques (PFSA) : il existe de nombreuses données toxicologiques pour le PFOS, le PFOA et le PFHxS et des données sont disponibles pour le PFBA, le PFBS, le PFHxA, le PFNA et le GENX.

La voie d’exposition principale aux PFAS est l’ingestion d’eau ou de nourriture contaminée. Les voies secondaires d’exposition sont l’inhalation de l’air, l’ingestion de poussière et le contact dermique. Les temps d’élimination des PFAS par l’organisme varient entre plusieurs années (pour le PFOS, le PFHxS et le PFOA) et quelques jours (pour les chaînes plus courtes). Les PFAS peuvent conduire à des :

- Effets à seuil du PFOS et PFOA (foie, fonctions gastro-intestinales et hormones de la thyroïde) : En 2008, l’Autorité Sanitaire Européenne a proposé les valeurs toxicologiques de référence (Dose journalière) suivantes : 150ng/kg/jour pour le PFOS et 1500ng/kg/jour pour le PFOA. En 2014, en prenant en compte des données plus récentes, l’USEPA a dérivé des valeurs beaucoup plus faibles 30ng/kg/jour pour les PFOS et 20ng/kg/jour pour le PFOA.
- Effets cancérigènes et mutagènes (sans seuil), effets sur le système immunitaire (baisse de la résistance aux maladies), effets sur la reproduction, et tumeurs chez les rats. Selon IARC¹ – le PFOA est possiblement cancérigène pour les humains (Groupe 2B) et selon USEPA – il existe des preuves suggestives d’un effet potentiellement cancérigène des PFOS et PFOA.

Outils de diagnostic

Pour les PFAS, les enjeux suivants sont à prendre en compte lors du dimensionnement du diagnostic :

- Les produits industriels et de consommation peuvent émettre des mélanges de PFAS complexes qui changent dans le temps selon leur comportement environnemental. Les changements des processus de production dans le temps peuvent aussi modifier la composition des mélanges. Dans les diagnostics actuels, ce sont les acides carboxyliques et les acides sulfoniques qui sont principalement recherchés pour identifier les PFAS. Cette focalisation sur les acides conduit à : i) ne pas caractériser les précurseurs qui peuvent être une source significative des PFAS, ii) à caractériser très partiellement l’impact et à sous-estimer les panaches (impact spatial et temporel) ;
- Les PFAS peuvent être la conséquence d’origines multiples, ce qui peut conduire à des mélanges complexes de substances.
- Les sources secondaires (telles que l’épandage des boues ou la déposition atmosphérique) qui sont la cause d’une contamination plus étendue et diffuse doivent être prises en compte.
- A cause du comportement environnemental des PFAS, il est dans certains cas important d’aller diagnostiquer à plusieurs kilomètres de la source, les eaux souterraines, les eaux de surface et les sédiments en aval hydraulique et les sols en aval aéraulique.

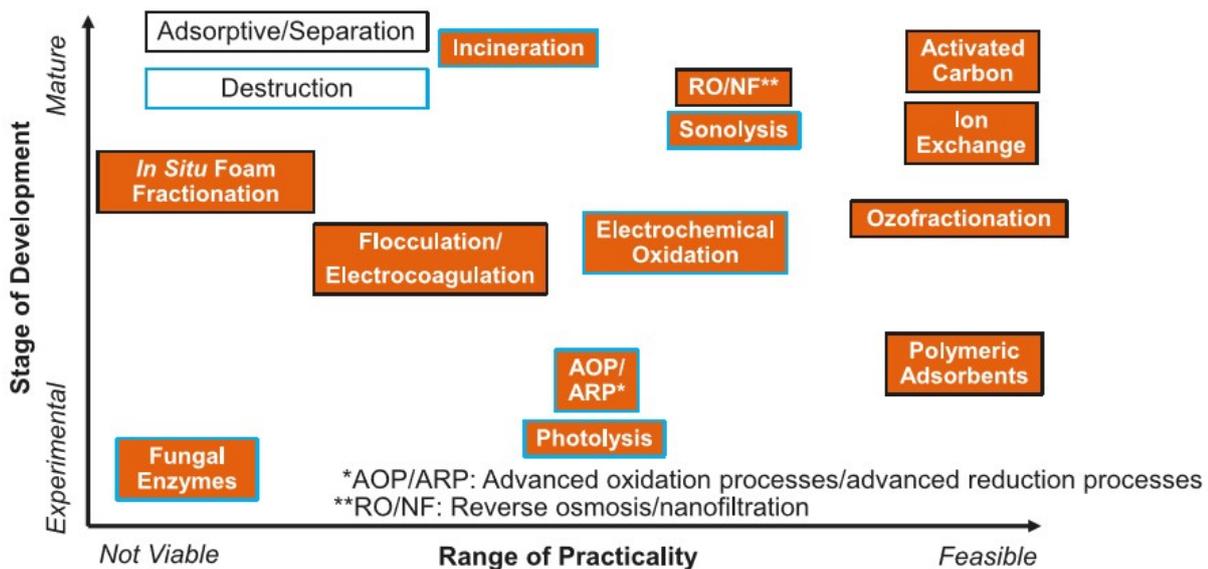
¹ International Agency for Research on Cancer

- De plus, le manque de législation sur les PFAS peut avoir conduit à la formation de longs panaches dans certaines zones (le problème n’ayant pas été traité suffisamment tôt) .
- Les précurseurs de PFAS se dégradent en acides perfluorés, ce qui entraîne une composition des mélanges en PFAS évolutive et complexe. Il est donc important de les caractériser les acides et leurs précurseurs composés fils.

L’échantillonnage des PFAS posent des enjeux en lien avec les problèmes d’interférence pouvant avoir lieu entre les PFAS et l’équipement d’échantillonnage et d’analyses : Certains matériaux d’échantillonnage contenant des PFAS et certains PFAS s’adsorbant facilement sur certains matériaux. L’analyse des PFAS est complexe en raison du grand nombre de substances en jeu et du manque d’échantillons de référence. Les LQ sont parfois supérieures aux seuils prescrits, comme dans le cas de l’EQS pour le PFOS (0,065ng/L). Des méthodes semi-quantitatives sont en cours de développement afin de pouvoir apprécier la concentration totale en PFAS (OAF, PIGE, TOP). Les capacités des laboratoires en France semblent être limitées pour analyser les PFAS.

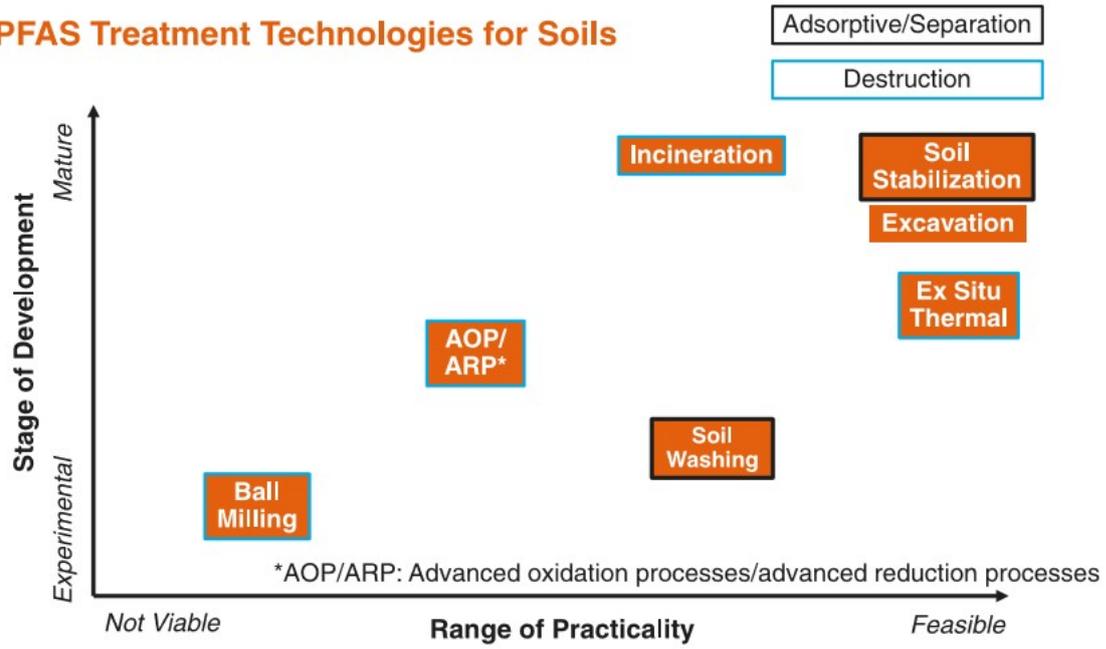
Technologies de remédiation

Les PFAS étant des molécules très persistantes, la majorité des technologies de réhabilitation sont des méthodes d’isolement ou de séparation. L’état de l’art pour les méthodologies de traitement des eaux et des sols sont présentés dans les figures ci-dessous (Ross, 2018).



Technologies de traitement des eaux polluées par les PFAS

PFAS Treatment Technologies for Soils



Technologies de remédiation des sols pollués en PFAS (Ross, 2018)

Sommaire

1. Introduction	17
1.1. CONTEXTE.....	17
1.2. LES COMPOSES POLY ET PER FLUORO ALKYLES – UNE PREOCCUPATION CROISSANTE	17
1.2.1. Les acteurs clefs impliqués en Europe	17
1.2.2. Les acteurs clefs impliqués à l’international.....	18
1.3. OBJECTIFS ET LIMITES DE L’ETUDE.....	20
2. Généralités sur les PFAS	22
2.1. TYPES DE COMPOSES	22
2.2. PRODUCTION ET UTILISATION	25
2.2.1. Production	25
2.2.2. Utilisation des PFAS.....	29
2.2.3. Volumes produits, importés ou utilisés.....	30
2.3. REGLEMENTATION	31
2.3.1. Cadre réglementaire de production et d’utilisation des PFAS	31
2.3.2. Cadre réglementaire visant la protection des milieux récepteurs	35
3. Propriétés des composés	43
3.1. PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES	43
3.1.1. Propriétés physiques	44
3.1.2. Propriétés chimiques	44
3.2. COMPORTEMENT ENVIRONNEMENTAL ET TRANSPORT	44
3.2.1. Répartition des PFAS dans les différents compartiments environnementaux	45
3.2.2. Transport.....	46
3.2.3. Transformation des PFAS	48
3.3. TOXICITE (ECOLOGIQUE ET SANITAIRE).....	48
3.3.1. Voies d’exposition et effets	48
3.3.2. Bioaccumulation	50
3.3.3. Valeurs toxicologiques de référence.....	51
3.4. COMPORTEMENT DANS L’ENVIRONNEMENT / SCHEMA CONCEPTUEL .	53
3.4.1. Sources d’origine industrielle.....	53
3.4.2. Utilisateurs de mousse extinctrices contenant des PFAS	55
3.4.3. Installations de stockage des déchets	58

3.4.4. Station de traitement des eaux.....	58
3.4.5. Produits de consommation contenant des PFAS	59
4. Occurrence dans l’environnement	60
4.1. MILIEUX EAU	60
4.1.1. Occurrence dans les eaux de consommation.....	60
4.1.2. Occurrence dans les eaux de surface	64
4.1.3. Occurrence dans les eaux souterraines	76
4.2. MILIEU SOL, SEDIMENTS ET BOUES	90
4.2.1. Occurrence dans les sols.....	90
4.2.2. Occurrence dans les sédiments	93
4.2.3. Occurrence dans les boues de STEP / Biosolides	99
4.3. AUTRES MILIEUX	101
4.3.1. Occurrence dans les effluents de station des eaux usées.....	101
4.3.2. Occurrence dans le sang	103
4.3.3. Occurrence dans le biote	103
4.3.4. Occurrence dans l’air	104
4.3.5. Occurrence dans les bétons	105
4.4. CAS PARTICULIER DE L’OCCURRENCE DES PRECURSEURS DANS L’ENVIRONNEMENT - TOUS MILIEUX.....	105
4.5. SITES INDUSTRIELS ET SITES ET SOLS POLLUES	105
4.5.1. En France	105
4.5.2. En Europe.....	106
4.5.3. A l’international	110
4.5.4. Points majeurs	112
5. Outils techniques pour gérer les enjeux liés à ces substances	115
5.1. DIAGNOSTICS : ECHANTILLONNAGE ET ANALYSES	115
5.1.1. Identification des sources et des sites.....	115
5.1.2. Echantillonnage	116
5.1.3. Analyses	117
5.2. GESTION : REMEDIATION	122
5.2.1. Enjeux spécifiques de remédiation des PFAS.....	122
5.2.2. Technologies de remédiation des sols	122
5.2.3. Technologies de remédiation des eaux.....	125
6. Bibliographie.....	132

Liste des figures

Figure 1 – Prise de conscience croissante aux Etats Unis sur les PFAS (Source, ITRC 2018).....	19
Figure 2 – Exemple de recours collectifs et de coûts associés (Seow, 2019).....	20
Figure 3 – Différentes familles de PFAS (ITRC, 2018a)	22
Figure 4 – Formules des PFAAs (PFOA et PFOS) (ITRC, 2018a)	23
Figure 5 – Exemple de la structure de fluorosurfactants (KEMI, 2015).....	24
Figure 6 – Synthèse cartographique des valeurs appliquées pour les PFAS dans les eaux (Krieg, 2019)	37
Figure 7 – Rôle des différents paramètres physico-chimiques dans l’évaluation de la répartition des PFAS dans les différents milieux (ITRC, 2018)	45
Figure 8 – Transport des PFAS dans le sol et en nappe (Pancras, 2018).....	47
Figure 9 – Estimation de l’impact potentiel sur les eaux souterraines - PFAS, Benzène et TCE (Newell, 2019).....	47
Figure 10 – Emission des PFAS dans la technosphère et voies d’exposition (adapté de Oliaei, 2013).....	49
Figure 11 – Bio-acumulation des PFAAs selon la longueur de chaine et le type d’acide (sulfonique ou carboxylique) (Conder, 2019).....	51
Figure 12 – Evolution des VTR pour le PFOS et PFOA (Kierg, 2019)	52
Figure 13 – Facteur d’équivalence relative (RPF) de 12 PFAS par rapport au PFOA – toxicity semi-chronique du PFOA sur le foie de rat (Zeilmaker et al., 2018)	52
Figure 14 – Modèle conceptuel pour les sites industriels utilisant ou produisant des PFAS (ITRC, 2018d)	55
Figure 15 – Concentrations en PFAS dans les eaux souterraines (µg/L) au droit de deux sites ayant stockés ou utilisés des mousses extinctrices (Concawe, 2016)	56
Figure 16 – Emissions de mousses extinctrices lors d’un évènement de lutte incendie (ITRC, 2018b)	57
Figure 17 – Schéma conceptuel pour les aires d’entrainement anti-incendie ou les incendies (ITRC, 2018d)	57
Figure 18 – Schéma conceptuel des PFAS pour les installations de stockage des déchets et Stations de traitement des eaux usées (ITRC, 2018d)	58
Figure 19 – Occurrence du PFOS (forme acide (6560) et forme de sel (6561)) dans les eaux de surface – NAIADE 2010-2018.....	67
Figure 20 – Occurrence du PFOA dans les eaux de surface – NAIADE 2010-2018....	68
Figure 21 – Carte des sites d’échantillonnages et bassin versants analysés (Loos et al., 2009).....	70
Figure 22 – Carte de répartition des émissions industrielles de PFOS dans les eaux (tonnes/an et par bassin versant étudié) en Europe en 2007 (Pistocchi et Loos, 2009)	71

Figure 23 – Emissions de PFOA dans des bassins versants européens (en t/an)(Pistochni et al, 2009)	72
Figure 24 – Fréquences et limites de quantification des PFAS quantifiés lors de la campagne exceptionnelle 2011 (Lopez, 2018)	77
Figure 25 – Occurrence du PFOS (forme acide (6560) et forme de sel (6561)) dans les eaux souterraines – extraction ADES (2010-2018)	81
Figure 26 – Répartition du nombre d’analyses, du nombre de stations prélevées et du pourcentage de quantification des PFOA par année – extraction ADES (2009 – 2018)	82
Figure 27 – Occurrence du PFOA dans les eaux souterraines – extraction ADES (2010-2018)	83
Figure 28 – Localisation des points de prélèvements de la campagne européenne réalisée sur les POP (les points de prélèvements sont manquants pour la Pologne et l’Autriche) – Loos et al. (2010)	85
Figure 29 – Compilation de 12 000 mesures dans les eaux sur des sites ayant utilisés des mousses extinctrices (Mitchell, 2019)	90
Figure 30 – Concentrations dans les sols en PFOS et PFOA à proximité d’un site de production (Zeilmaker, 2016)	91
Figure 31 – Concentrations dans les sols de la zone non saturée – site ayant utilisé des mousses anti-incendie (Stroo, 2019)	92
Figure 32 – Corrélation entre les concentrations dans les sols et leurs lixiviats – Bases militaires américains (Mitchell, 2019b)	93
Figure 33 – Occurrence du PFOS (forme acide (6560) et forme de sel (6561)) dans les sédiments – extraction NAIADES (2010-2018)	95
Figure 34 – Occurrence du PFOA dans les sédiments – extraction NAIADES (2010-2018)	96
Figure 35 – Occurrence du PFHxA et PFHxS dans les sédiments - extraction NAIADES (2010-2018)	97
Figure 36 – Concentrations dans les sédiments à l’aval de 28 bases militaires (Mitchell, 2019)	99
Figure 37 – Concentrations observées dans les boues et les sols en Australie / Nouvelle Zélande (Surapaneni, 2019)	101
Figure 38 – Concentrations des PFAS dans les effluents de 6 STEP européennes (PERFORCE, FP6, https://cordis.europa.eu/project/id/508967/fr)	102
Figure 39 – Concentrations des PFOS et PFOA dans le sang (Reinikainen, 2019)	103
Figure 40 – Concentrations en PFAS dans le biote à proximité de 28 bases militaires en Australie – toutes données (Mitchell, 2019)	104
Figure 41 – Concentrations en PFOS selon le type de biote à proximité de 28 bases militaires en Australie (Mitchell, 2019)	104
Figure 42 – Concentrations dans les sols pour 26 sites sélectionnés – Belgique (Van Gestel, 2019)	108
Figure 43 – Concentrations dans les eaux souterraines pour 26 sites sélectionnés – Belgique (Van Gestel, 2019)	109

Figure 44 – Concentrations dans les eaux – Pays Bas – Figure du haut : tous les sites sauf les aires d’entraînement, Figure du bas : aires d’entraînement (Pancras, 2019).....	110
Figure 45 – Gamme de ratio entre les PFAS selon le type d’activités (Guelfo, 2018)	111
Figure 46 – Plan d’action de Zurich sur les émergents – vision 2040 actions sur les sites et sols pollués et décharges en cours (Guggenheim, 2019).....	116
Figure 47 – Résultats de l’essai TOP sur les mousses incendie (Houtz et al., 2013)	119
Figure 48 – Technologies de remédiation des sols pollués en PFAS (Ross, 2018) ..	123
Figure 49 – Ordre de grandeur des technologies de traitement des PFAS - cas des sols (Juhasz, 2019))	125
Figure 50 – Technologies de traitement des eaux polluées en PFAS (Ross, 2018) ..	126
Figure 51 – Produits intermédiaires et sous-produit observés lors de traitement des PFAS par des processus d’oxydation dans les eaux (Crimi, 2019).....	129
Figure 52 – Coûts spécifiques de la dépollution des eaux polluées par des PFAS en fonction des concentrations en entrée (Edel, 2019).....	130

Liste des tableaux

Tableau 1 – PFOS et ses dérivés (INERIS, 2012a).....	25
Tableau 2 – L’histoire et la production de quelques PFAS (ITRC, 2018).....	26
Tableau 3 – Nombre de fournisseurs de précurseurs du PFOS par Pays (Chemical book, janvier 2013) – INERIS (2012b)	27
Tableau 4 – Caractéristiques chimiques des précurseurs (OSPAR, 2005) – INERIS 2012b	28
Tableau 5 – Quantités de PFOS utilisées par les industriels en EU et en Suède (KEMI, 2015).....	30
Tableau 6 – Quantités de PFOA et dérivés importées (par an) en Europe (KEMI, 2015)31	
Tableau 7 – Nombre d’enregistrements (ante – juin 2018) et de pré-enregistrements (selon nouvelle disposition de juin 2018) pour les PFAS sous REACH (KEMI, 2015)	33
Tableau 8 – Proposition de valeurs seuils pour les sols au Canada pour le PFOS (Environnement et changement climatique Canada, 2017)	38
Tableau 9 – Critères sols – basés sur les risques sanitaires australiens – PFOS ET PFOA (EPA Australienne, 2017).....	39
Tableau 10 – Valeurs limites sol dérivées en Suisse pour l’excavation et le stockage – PFOS, PFOA et PFHxA (Arnold, 2019)	40
Tableau 11 – Valeurs guide temporaires aux Pays Bas selon les risques environnementaux pour la ré-utilisation des sols – PFOS, PFOA et GenX (Wintersen et Otte, 2019).....	41
Tableau 12 – Recommandations canadiennes pour le PFOS pour le biote (Environnement et Changement Climatique Canada, 2017).....	42

Tableau 13 – Proposition de critères de qualité (sédiments et poisson) – PFOS et PFOA (CRCCARE, 2018c).....	42
Tableau 14 – Formes de PFAS pour lesquelles les propriétés physicochimiques sont disponibles (ITRC, 2018a)	43
Tableau 15 – Sources majeures d’émissions de PFAS - Industries utilisant des PFAS dans leurs procédés (ITRC, 2018b).....	54
Tableau 16 – Occurrence des PFAS retrouvés dans les différentes eaux traitées (source : ANSES, 2011)	63
Tableau 17 – Substances extraites sous NAIADES – Septembre 2018.....	65
Tableau 18 – Synthèse des données extraites sous NAIADES 2010-2018	69
Tableau 19 – Concentrations en PFOS dans les rivières européennes (Loos et al, 2009)	71
Tableau 20 – Concentrations en PFAS observées dans les eaux de surface (ITRC, 2018d)	74
Tableau 21 – Synthèse des concentrations en PFAS observées dans les eaux de surface (ANSES, 2011).....	75
Tableau 22 – PFAS : substances extraites sous ADES (2010-2018).....	78
Tableau 23 – Synthèse des données eaux souterraines sur les PFAS en France – extraction ADES (2010-2018)	79
Tableau 24 – PFAS analysés lors de la campagne européenne réalisée en 2009 (Loos, 2010)	84
Tableau 25 – Synthèse des résultats analytiques de la campagne européenne de 2009 (extrait de Loos et al., 2010)	85
Tableau 26 – Liste des PFAS détectés et quantifiés dans les eaux souterraines en Europe (enquête 2016 du CIS working group groundwater de la Commission Européenne) (Lopez, 2018).....	88
Tableau 27 – Substances extraites sous NAIADES – Sédiments – extraction NAIADES (2010-2018).....	93
Tableau 28 – Résultats du traitement des données « sédiments » – extraction NAIADES (2010-2018).....	94
Tableau 29 – Compilation de données PFAS dans les sédiments (ANSES, 2011).....	98
Tableau 30 – Synthèse des concentrations en PFOS et dérivés dans les boues d’épuration (INERIS, 2012a)	100
Tableau 31 – Concentrations en PFAS dans 90 STEP en Europe (CONCAWE, 2017).....	101
Tableau 32 – Synthèse des sources principales et impacts mesurés en PFAS sur les milieux environnementaux	113
Tableau 33 – Liste de 26 PFAS analysés dans les eaux selon les normes allemandes (Mache,2019)	118
Tableau 34 – Capacités analytiques pour les PFAS – Laboratoires commerciaux en France (3 laboratoires) (2019)	121
Tableau 35 – Capacité de sorption du PFOS pour différents matériaux (Zhihao, 2019).....	127
Tableau 36 – Coûts de traitement des eaux polluées par les PFAS (Edel, 2019)	130

Tableau 37 – Comparaison des méthodes de traitement des eaux polluées par des PFAS (Edel, 2019) 131

Liste des annexes

Annexe 1 Liste des acronymes 145

Annexe 2 Critères de qualité pour les PFAS 151

Annexe 3 Propriétés physico-chimiques des PFAS – Concave (2016)..... 159

Annexe 4 Cartographie de l’occurrence des PFAS dans les eaux de surface (2010-2017)
..... 163

Annexe 5 Cartographie de l’occurrence des PFAS dans les eaux souterraines (2010-2017)
..... 167

1. Introduction

Nota Bene : Une liste des acronymes (substances et autres abréviations) est fournie en annexe 1 pour faciliter la lecture du document.

1.1. CONTEXTE

Les substances aliphatiques fluorées (PFAS) - comprenant des composés polyfluoro ou perfluoro alkylés - sont utilisés dans plus de 200 applications industrielles et domestiques. Ils sont largement répandus dans la fabrication de substances hydrofuges, oléofuges, anti-salissantes et imperméables aux graisses qui sont appliquées sur les tissus, les emballages, les tapis et les moquettes. Ils participent également à la formulation d’agents tensio-actifs, de détergents, d’émulsifiants, de mouillants, de dispersants et de mousses extinctrices.

Les composés perfluoroalkylés sont des chaînes carbonées de longueurs variables, où la majorité des atomes d’hydrogène ont été remplacés par des atomes de fluor : ils regroupent un large panel de substances dont les plus connus sont les acides d’alkyls perfluorés qui comprennent les carboxylates d’alkyls perfluorés (PFCAs dont le carboxylate de perfluorooctane (PFOA)) et les sulfonates d’alkyls perfluorés (PFSA dont le sulfonate perfluorooctane (PFOS)). De par leur persistance, leur propension à la bio-accumulation et à la bio-amplification, les PFAS sont classés comme polluants organiques persistants (POP). Les PFAS sont à la fois hydrophiles et lipophiles, ce qui les rend très présents dans les eaux (des panaches de plusieurs kilomètres ont été observés dans certains contextes) et à la fois accumulables dans les organismes. Certains composés (à chaîne courte) peuvent aussi migrer par voies atmosphériques.

1.2. LES COMPOSES POLY ET PER FLUORO ALKYLES – UNE PREOCCUPATION CROISSANTE

Les PFAS suscitent un intérêt et une préoccupation environnementale croissants depuis plusieurs années que ce soit au niveau européen ou international. Les actions / études majeures menées sur le sujet (dans un cadre SSP ou plus large) sont décrites brièvement ci-dessous.

1.2.1. Les acteurs clefs impliqués en Europe

Quelques pays européens (*états membres*) mènent ou ont mené des initiatives importantes sur les PFAS, leurs impacts environnementaux et leur gestion.

En Suède, l’Agence des Produits Chimiques de Suède (KEMI) est une autorité supérieure rattachée au gouvernement et qui vise à s’assurer que les industries produisent et utilisent des substances chimiques de manière contrôlée et respectueuse de l’environnement et de la santé. KEMI a produit deux rapports récents portant sur l’occurrence et l’utilisation des PFAS et de leurs alternatives (KEMI, 2015) et sur les stratégies de réduction des PFAS (KEMI, 2016). Dans ce dernier rapport, KEMI émet des propositions fortes au niveau national sur la gestion des PFAS, mais aussi européen (ECHA, REACH) et international (Convention de Stockholm).

En Allemagne, l’Agence Fédérale allemande de l’Environnement (UBA) a publié en 2009 un rapport intitulé « Do without Per and Poly fluorinated chemicals and prevent their discharge into

the environment ». L'UBA porte actuellement un programme sur les PFAS. Ce programme (démarré en 2018) inclut un rapport national sur l'état des lieux allemand, un rapport d'un groupe d'expert, avec désignation d'un groupe de travail sur les eaux et les sols, un plan directeur sur les composés émergents, des échanges inter-nations et des programmes de recherche en cours sur des solutions innovantes de traitement des PFAS (ENSOOr, 2018). Une initiative originale de la Belgique et des Pays Bas (2018) est notable. Un Centre d'Expertise sur les PFAS a été créé à l'initiative de bureaux d'étude belges (Wittenveen bos, Arcadis et TTE consultants), afin de mieux appréhender et gérer ces substances (ENSOOr, 2018).

Au niveau français, l'acteur clef sur les PFAS est l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). L'ANSES a publié deux rapports clefs : un sur l'occurrence des substances dans les eaux potables (traitées ou brutes) en 2011 et un sur les usages et la réglementation des PFAS en 2015. L'ANSES a également porté deux avis sanitaires sur les PFAS à la demande de l'AERMC (2014) et de la DGS (2017) – cf section sur l'occurrence dans les eaux.

D'autres pays membres, notamment la Norvège et le Danemark ont publié des rapports sur les PFAS.

Au niveau européen, les autorités réglementaires européennes via REACH et ECHA proposent des actions et recommandations pour quelques substances (voir partie réglementation, § 2.3).

On peut aussi noter les intérêts ou initiatives européennes sur les PFAS suivantes :

- CONCAWE (European Petroleum Refiners Association) qui a publié une synthèse sur les PFAS en 2016
- NICOLE (Network for industrially co-ordinated sustainable land management in Europe) qui a publié une fiche de positionnement sur les PFAS en 2017
- NORMAN (European Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances), qui envisage d'animer un sous-groupe de travail sur les PFAS dans les eaux (milieu étudié dans NORMAN)
- ENSOOr (Emerging policy challenges on New SOil contaminants) dont le premier atelier international s'est tenu en Novembre 2018. Suite à cette conférence un réseau international sur les émergents dans les sols est en cours de constitution EmConSoil (<https://www.ovamenglish.be/emconsoil>).
- Le réseau Common Forum et le JPI Water qui ont des intérêts sur les composés émergents.

1.2.2. Les acteurs clefs impliqués à l'international

Aux Etats-Unis, plusieurs institutions ont travaillé de manière extensive sur les PFAS :

- US EPA : l'US EPA a notamment lancé un plan de réduction et d'élimination des PFAS appelé « Stewardship Program » (2006-2015) auprès des grands groupes industriels producteurs de PFAS. De plus, plus de 30 guides techniques ont été publiés entre 2015 et 2017 sur les PFAS.
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) : l'ITRC a effectué une revue de 600 documents sur les PFAS visant à élaborer des guides et fiches de synthèse sur les PFAS. Ces synthèses sont le fruit d'un travail correspondant à un important investissement humain (250 Equivalents Temps Pleins).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) : Elle a publié de nombreux documents sur les PFAS entre 2012 et 2017.

Aux Etats-Unis, la prise de conscience sur les PFAS a évolué au cours du temps (cf. Figure 1). L’attention a d’abord porté sur les PFAS à chaîne longue, les acides d’alkyls perfluorés (PFAA). En 2016, l’US EPA a défini un seuil de qualité pour les deux composés PFAS les plus connus, le carboxylate de perfluorooctane (PFOA) et le sulfonate de perfluorooctane (PFOS). Ils ont fixé ce niveau de précaution à 0,070 µg/L dans les eaux. Quatre substances additionnelles (le sulfonate de perfluoro-hexane (PFHxS), le sulfonate de perfluorobutane (PFBS), le carboxylate de perfluorononane (PFNA) et le carboxylate de Perfluoroheptane (PFHpA) ont suscité l’attention dans le cadre de US EPA Unregulated Contaminant Monitoring Rules (UCMR3), avec la nécessité d’analyser ces composés dans les eaux destinées à la consommation. Plusieurs états américains imposent maintenant qu’une liste plus large de PFAS (ne comprenant pas uniquement les substances perfluoro-alkylées à chaîne longue et courte) soit analysée, incluant les fluorotélomères et les substances polyfluoro-alkylées.

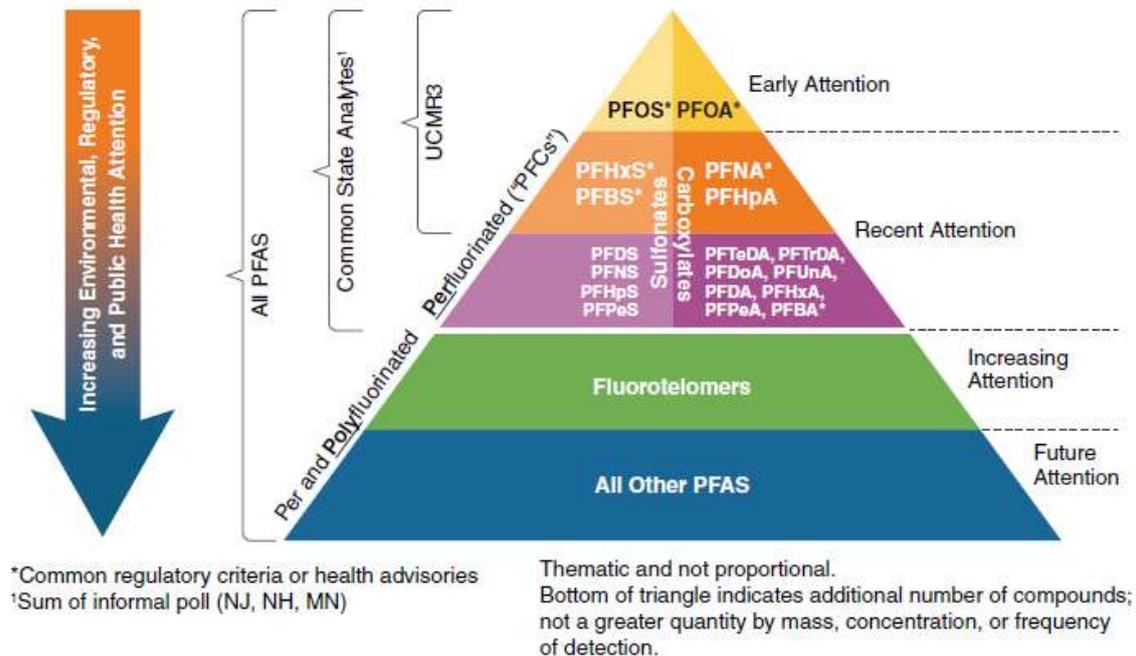


Figure 1 – Prise de conscience croissante aux Etats Unis sur les PFAS (Source, ITRC 2018)

L’US EPA (<https://www.epa.gov/pfas>, <https://www.epa.gov/pfas/epa-pfas-data-and-tools>) a très récemment publié un plan d’actions sur les PFAS (2019) qui concerne toute les étapes de gestion de ces substances (émissions, surveillance, occurrence dans les milieux, évaluation des risques, gestion et remédiation). Les actions décrites ont trois temporalités différentes : immédiates, moyen terme et long terme. Une description plus précise est proposée dans la partie recommandations.

La communauté américaine se mobilise fortement afin de pouvoir porter à connaissance de la société civile les risques associés aux PFAS et de diagnostiquer et prévenir l’exposition aux PFAS. En guise d’exemple, un projet d’une durée de 5 ans PFAS-REACH (Research, Education, and Action for Community Health) a été financé par l’institut national des sciences environnementales et sanitaires et vise à aborder les problématiques en lien avec les effets des PFAS présents dans les eaux potables sur la santé et à développer les outils et méthodes pour soutenir les communautés affectées. (Silent Spring Institute, 2019 : <https://silentspring.org/project/pfas-reach>). D’autres actions sont en cours: <https://pfasproject.com/> (conférence en juin 2017 et juin 2019), <http://www.testingforpease.com>,

travaux en cours du ministère de la défense (http://serdp-estcp-pfas.com/pfas_efforts/pfas_efforts.pdf), et autres.

En Australie, le CRC-CARE (Cooperative Research Centre for Contaminated Land Assessment and Remediation of the Environment) a publié 5 guides pratiques sur les PFAS en 2017. Ces documents sont riches en informations sur les évaluations des risques sanitaires et écologiques de ces substances. Un plan national de gestion environnementale des PFAS a été émis par l'HEPA (L'agence intergouvernementale d'Australie et de Nouvelle Zélande) en 2017. Un recours collectif auprès du gouvernement australien, concernant 40 000 personnes a été lancé en novembre 2019 au sujet des contaminations en PFAS (<https://www.lexology.com/library/detail.aspx?g=658f0262-4387-41a5-9fff-0247cca57f7d>).

D'autres acteurs comme l'**OCDE** (Organisation de Coopération et de Développement Economiques qui a publié des données sur les émissions des PFAS (2017) et leur comportement (2015)) et comme le **Canada** (qui a publié des recommandations fédérales sur PFOS et PFOA (2017)) sont aussi notables.

Les recours collectifs en lien avec les contaminations aux PFAS sont de plus en plus nombreux ces dernières années – voir exemple en Figure 2 (Seow, 2019).

- DuPont Chemours pay out US\$670 M class actions – Feb 2017
- 3 M \$850 million settlement with Minnesota for damage the company's chemicals caused to the state's drinking water – Feb 2018
- Class action launched against Department of Defence over PFAS exposure in Katherine, Willamtown and Oakey – 2018
- Firefighter is leading class action against 3M, Archroma, Arkema, Asahi Glass, Chemours, Daikin, Dyneon, DuPont (now officially DowDuPont), and Solvay – Oct 2018
- New Jersey ordered — 3M, DuPont, DowDuPont, Chemours, and Solvay to fund the cleanup of chemicals used at manufacturing sites that contaminated drinking water – March 2019
- 3M will pay the West Morgan East Lawrence Water and Sewer Authority \$35 million in a lawsuit settlement – April 2019
- North Carolina sued Chemours, resulting in a \$12 million settlement in early 2019 amid agreement on cleanup of the river, groundwater and air around the factory.

Figure 2 – Exemple de recours collectifs et de coûts associés (Seow, 2019)

1.3. OBJECTIFS ET LIMITES DE L'ETUDE

Ce travail effectué dans le cadre d'une action de service publique pour le MTE a pour objectif de réaliser une revue des informations disponibles sur le territoire national sur les PFAS (dans le contexte des Sites et Sols Pollués, SSP) afin de dresser l'état des connaissances sur ces substances. Même si de nombreuses informations disponibles sur les PFAS concernent l'environnement au sens large, un effort particulier a été fait pour chercher des informations existantes sur les SSP et pour analyser les informations environnementales existantes suivant le contexte SSP.

Un retour d'expérience sur les initiatives engagées par d'autres pays est également proposé afin de faire un état d'avancement des connaissances majeures acquises sur les PFAS en Europe et ailleurs.

Sur la base des actions et initiatives majeures européennes et internationales achevées ou en cours, une veille technique et réglementaire sur les PFAS a été réalisée. Les résultats principaux des travaux réalisés sont rapportés afin de comprendre quels enjeux et problématiques sont

associés à ces substances et quelles solutions ont été proposées pour les gérer. La revue bibliographique a été effectuée principalement sur la base de documents disponibles jusqu’en 2018.

Il est important de noter qu’en 2019 les PFAS ont fait l’objet de nombreuses communications scientifiques, techniques et réglementaires au niveau européen et international, qui n’ont pas toutes pu être incluses dans ce rapport (International clean-up conference 2019, Adelaïde, Australia ; Aquaconsoil 2019, Antwerp ; 1er Symposium Sites pollués PFAS – le nouveau défi, novembre 2019, Soleure, Suisse <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/sites-contamines/info-specialistes/symposium-altlasten-schweiz.html>).

De plus, en 2020, des événements clefs sur les PFAS sont déjà programmés (European commission workshop on the monitoring of PFAS in water and other media, 13-14 January 2020, DG Environment, Brussels – Belgium ; Conference on Characterization and Remediation of Per and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) and Other Emerging Contaminants, Helmholtz Centre for Environmental Research GmbH - UFZ, Leipzig, Germany, March 23-25, 2020).

Une revue des études et projets environnementaux (sols, eaux, sédiments) français portant sur les PFAS a permis de rendre compte des données disponibles sur la caractérisation des PFAS dans les différents compartiments environnementaux, sur les risques qu’ils induisent et les méthodes de gestion utilisées. L’analyse de ces données conduit à dresser un état des lieux français sur ces molécules.

Ainsi, le présent rapport s’articule en plusieurs parties :

- Généralités sur les PFAS (types, production, utilisation)
- Réglementation
- Propriétés physico-chimiques, toxicologiques
- Comportement environnemental et schéma conceptuel
- Occurrence dans l’environnement
- Outils techniques pour gérer les enjeux liés aux PFAS

2. Généralités sur les PFAS

2.1. TYPES DE COMPOSES

Les substances aliphatiques fluorées (PFAS) comprennent de nombreux types de composés ayant des propriétés physiques et chimiques très différentes.

La nomenclature pour décrire les PFAS est parfois imprécise, et a fait l’objet d’un recadrage par l’ITRC (2018a) afin de classer et de décrire ces composés rigoureusement. Ainsi, l’ITRC recommande de bannir l’utilisation de l’acronyme PFC qui se réfère aux composés perfluorés, qui n’incluent pas les composés polyfluorés qui posent de plus en plus de questionnements sur de nombreux sites où les PFAS sont présents, et qui de plus incluent des composés qui ne sont pas des PFAS comme par exemple, les CFCs (réfrigérants).

Les PFAS comprennent des gaz (e.g., le perfluorobutane), des liquides (e.g., les alcools fluorotelomériques), des surfactants (e.g., le sulfonate de perfluorooctane) et des polymères à haut poids moléculaires de forme solide (e.g., le polytetrafluoroéthylène). Ainsi les PFAS peuvent être classées en deux catégories celle des non-polymères et celle des polymères² (Buck et al, 2011), cf. Figure 3.

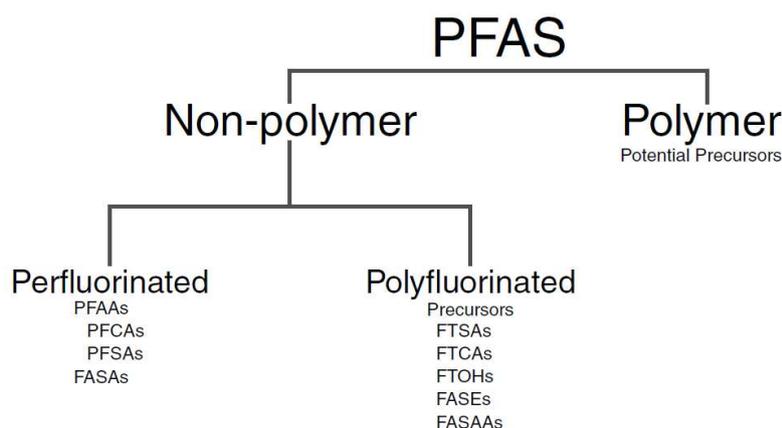


Figure 3 – Différentes familles de PFAS (ITRC, 2018a)

La catégorie des non-polymères, qui est le plus fréquemment détectée dans les milieux environnementaux est celle qui pose le plus d’enjeux environnementaux et de débats. La catégorie des polymères est constituée de longues chaînes polymériques incluant des polymères fluorés, des perfluoro polyéthers polymériques et des polymères ayant des ramifications fluorées. Ces derniers peuvent devenir dans certains cas des précurseurs des PFAA (c’est à dire qu’ils peuvent se dégrader en PFAA). En général, il est considéré que la catégorie des PFAS polymères pose moins de problèmes sanitaires et écologiques que la catégorie non polymérique, qui fait l’objet d’une description plus détaillée ci-dessous.

² Polymère : se dit d’une grosse molécule formée par l’enchaînement de monomères

La catégorie des PFAS non polymères comprend la famille des perfluorés et la famille des polyfluorés, qui elles-mêmes contiennent plusieurs sous-familles. Ces deux groupes contiennent un grand nombre de molécules (plus de 600), toutes anthropogéniques. Les PFAS non polymères peuvent ainsi être regroupés en 4 sous-familles principales :

Les sous-familles des composés perfluorés incluent :

- Les acides d’alkyls perfluorés (PFAA) qui incluent 3 sous-groupes :
 - o Les carboxylates d’alkyls perfluorés / acides carboxyliques d’alkyls perfluorés (PFCA) – Dans cette sous-famille, on trouve par exemple l’acide perfluorooctanoïque (PFOA ; n°CAS 335-67-1) – cf. formule en Figure 4.
 - o Les sulfonates d’alkyls perfluorés / acides sulfoniques d’alkyls perfluorés (PFSA)- Dans cette sous-famille, on trouve l’acide perfluorooctane sulfonique (PFOS ; n°CAS 1763-23-1) – cf. formule en Figure 4.
 - o Les acides phosphoniques d’alkyls perfluorés (PFPA) (source CONCAWE) – composés très peu cités dans la littérature
- Les sulfonamides d’alkyls perfluorés et dérivés (FASA) qui comprennent notamment le perfluorooctanesulfonamide (FOSA)

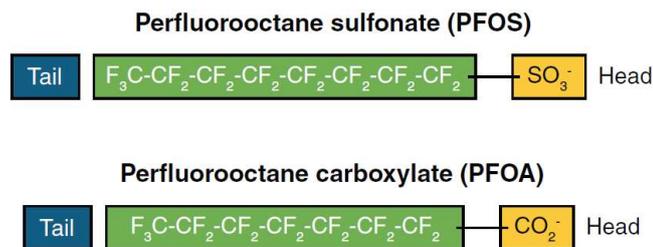


Figure 4 – Formules des PFAAs (PFOA et PFOS) (ITRC, 2018a)

En ce qui concerne les acides d’alkyls perfluorés, il est important de distinguer les formes sous lesquelles ces composés sont présents (ITRC, 2018a) : acides ou sous forme de sel (anionique, cationique ou zwitterionique³). En effet, l’état ionique du composé conditionne ses propriétés physico-chimiques et influe sur le comportement environnemental de la substance et sur sa toxicité. Il existe pour certaines substances un numéro CAS pour chaque forme ionique possible, cependant pour la majorité des substances la distinction n’est pas toujours faite par un numéro CAS spécifique à la forme ionique.

Les sous-familles des composés polyfluorés incluent :

- Les fluorotélomères incluant les fluorotélomères alcools (FTOHs), les acides carboxyliques de fluorotélomère (FTCAs), les acides sulfoniques de fluorotélomère (FTSAs),
- Les composés dérivés des sulfomanides d’alkyls perfluorés incluant les éthanolis de sulfomanides d’alkyls perfluorés (FASEs) et les acides acétiques de sulfomanides d’alkyls perfluorés (FASAAs).
- Les phosphates d’alkyls polyfluorés (incluant les PAPs - esters d’acide phosphoriques d’alkyls polyfluorés) (source CONCAWE)

³ Un zwitterion ou amphion est une [espèce chimique moléculaire](#) possédant des [charges électriques](#) formelles d’une unité, de signes opposés et situées en général sur des [atomes](#) non adjacents

Les composés polyfluorés sont de plus en plus pris en considération afin de gagner en compréhension du comportement environnemental des PFAS. Ces composés sont des précurseurs potentiels des composés perfluorés, qui sont pour la plupart des composés persistants et peuvent être toxiques pour la santé et l’environnement.

Les PFAS sont donc des molécules complexes qui comprennent différents groupes de substances. Cependant, les PFAS sont tous structurés de la même manière avec 1) une partie hydrophobe qui est composée d’une partie fluorée et 2) une partie hydrophile qui peut être faite de différentes fonctions : anioniques (comme les carboxylates, les sulfonates et les phosphates) ; cationiques (comme l’ammonium quaternaire) ; non ioniques (comme les oligomères acrylamide, les glycols polyéthylène) et ; amphotériques / zwitterionique (comme les bétaïnes ou sulfobétaïnes) (Buck et al., 2012) Dans certains cas, il existe une liaison entre la partie hydrophobe et hydrophile (cf Figure 5).

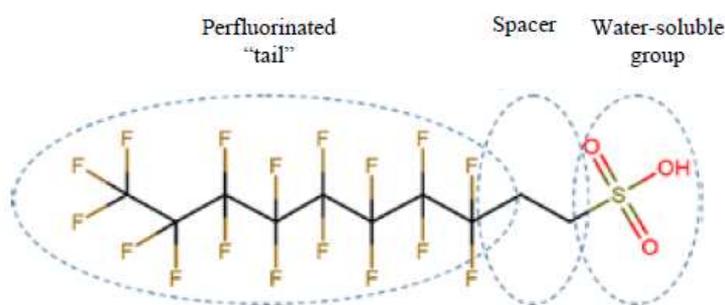


Figure 5 – Exemple de la structure de fluorosurfactants (KEMI, 2015)

Deux composés sont plus spécifiquement étudiés, décrits et réglementés au niveau européen. Il s’agit de l’acide perfluorooctanesulfonique (PFOS ; n°CAS 1763-23-1) et l’acide perfluorooctanoïque (PFOA ; n°CAS 335-67-1).

Les « dérivés du PFOS » comprennent un grand nombre de molécules, ce qui permet de rendre compte du grand nombre de composés à considérer. Selon la façon de définir ce qu’est un dérivé, certains organismes en charge de la problématique en dénombrent de 56 à 175 (cf. Tableau 1 ci-après).

Organisme	Signification	Nombre de dérivés du PFOS	Sources
Environnement Canada	Le PFOS, ses sels et ses précurseurs ont une structure commune : « C ₈ F ₁₇ SO ₂ et C ₈ F ₁₇ SO ₃ » (56 substances définies et des substances organiques fluorées résiduelles (impuretés)).	56 + des substances organiques fluorées résiduelles (impuretés) non définies	Environnement Canada, 2006 UNEP, 2006
US EPA	Une liste de 88 molécules est intitulée « PFOS et substances apparentées ». Sur les 88 composés de cette liste 48 ne semblent pas correspondre à ceux de la liste de l’OCDE.	88	Danish EPA, 2005
OSPAR	Pour OSPAR, les substances apparentées sont des molécules pouvant être dégradées en PFOS dans l’environnement « habituel » (donc non sulfureux). Ce sont des polymères dans lesquels le PFOS n’est qu’une fraction de la chaîne polymère. Ces molécules ont une structure commune : « C ₈ F ₁₇ SO ₂ ».	96	OSPAR, 2005
RPA et BRE	Comme pour OSPAR, les dérivés du PFOS sont définis comme des composés pouvant potentiellement être dégradés en PFOS dans l’environnement.	96	RPA, 2004 UNEP, 2006
OCDE	Cette liste divisée en 22 catégories comprend le PFOS, ses sels et ses dérivés, mais également des perfluorés carbonés ne contenant pas d’atome de soufre. Elle prend en compte les substances qui pourraient se décomposer en sulfonate de perfluorooctane dans un environnement sulfureux.	175	Danish EPA, 2005

Tableau 1 – PFOS et ses dérivés (INERIS, 2012a)

La principale différence réside dans le fait que certains organismes considèrent uniquement les substances qui présentent les structures « C₈F₁₇SO₂ et/ou C₈F₁₇SO₃ », alors que d’autres prennent en compte toutes les substances pouvant potentiellement former des sulfonates de perfluorooctane.

2.2. PRODUCTION ET UTILISATION

2.2.1. Production

a) Procédés de production

Les PFAS comprennent plus de 3000 composés organiques de synthèse commercialisés (Wang et al, 2017) qui ont été produits depuis le milieu du 20^{ème} siècle. Le Tableau 2 présente l’historique de la synthèse et de la production commerciale des PFAS les mieux renseignés (et produits associés). Les PFAS sont produits selon différents procédés, dont les deux procédés majeurs sont la fluoration électrochimique et la télomérisation (KEMI, 2015).

La fluoration électrochimique (ECF), développée dans les années 1940, consiste à dissoudre le matériel organique chimique brut qui doit être fluoré dans de l’acide fluorhydrique et de l’électrolyser au moyen d’un courant électrique. Ce procédé permet de remplacer tous les atomes

d’hydrogènes et par des atomes de fluor. Il en résulte des isomères fluorés de différentes longueurs (linéaires (70-80%) ou ramifiés (20-30%). Les producteurs principaux de PFAS (DuPont, 3M, BASF) utilisaient principalement l’ECF pour produire des PFAS à 6, 8 ou 10 carbones. Maintenant ce processus est utilisé pour la fabrication des chaînes plus courtes à quatre carbones. Il existe cependant des incertitudes sur la manière dont ce procédé est utilisé globalement. Selon ECHA (2015), il existe des informations sur l’utilisation de ce procédé dans 3 zones de production en Europe (3M (Belgique), Bayer racheté par Lanxess (Allemagne), Miteni (Italie)).

La télomérisation, développée dans les années 1970, est le procédé qui est le plus fréquemment utilisé actuellement (Wang, 2014). La télomérisation se compose de deux étapes : une première étape faisant réagir un télogène (tel que l’iodure de perfluoroalkyle) et un taxogène (tel que le iodure de tétrafluoroéthylène). Cette réaction conduit à une augmentation de la chaîne du composé perfluoré (télomères). Le produit subit souvent une deuxième réaction avec de l’éthylène, formant une chaîne encore plus longue. Ce procédé conduit principalement à des chaînes isomères linéaires de longueur variable.

PFAS ¹	Development Time Period							
	1930s	1940s	1950s	1960s	1970s	1980s	1990s	2000s
PTFE	Invented	Non-Stick Coatings			Waterproof Fabrics			
PFOS		Initial Production	Stain & Water Resistant Products	Firefighting foam				U.S. Reduction of PFOS, PFOA, PFNA (and other select PFAS ²)
PFOA		Initial Production	Protective Coatings					
PFNA					Initial Production	Architectural Resins		
Fluoro-telomers					Initial Production	Firefighting Foams	Predominant form of firefighting foam	
Dominant Process ³		Electrochemical Fluorination (ECF)						Fluoro-telomerization (shorter chain ECF)
Pre-Invention of Chemistry /			Initial Chemical Synthesis / Production			Commercial Products Introduced and Used		
Notes: 1. This table includes fluoropolymers, PFAAs, and fluorotelomers. PTFE (polytetrafluoroethylene) is a fluoropolymer. PFOS, PFOA, and PFNA (perfluorononanoic acid) are PFAAs. 2. Refer to Section 3.4. 3. The dominant manufacturing process is shown in the table; note, however, that ECF and fluorotelomerization have both been, and continue to be, used for the production of select PFAS.								
Sources: Prevedouros et al. 2006; Concauwe 2016; Chemours 2017; Gore-Tex 2017; US Naval Research Academy 2017								

Tableau 2 – L’histoire et la production de quelques PFAS (ITRC, 2018)

En 2006, l’US EPA (2015a) a invité huit grands producteurs industriels de PFAS à participer à un programme visant à la réduction des émissions du PFOA, de ses précurseurs et de ses homologues (en 2010), puis à l’élimination de leurs émissions (en 2015). Les industriels concernés étaient, par ordre alphabétique, Arkema, Asahi, Ciba/BASF, Clariant, Daikin, DuPont, Dyneon/3M et Solvay/Solexis. Tous les industriels de ce programme (localisés sur le territoire US et hors US) ont atteint les objectifs fixés par le programme (US EPA, 2015b). Il est cependant précisé que le PFOA, ses précurseurs et ses homologues peuvent être présents dans les produits à chaîne courte. De plus, d’autres producteurs ont pu (ou peuvent) encore émettre des PFAS

dans l’environnement (Kannan, 2011). Des sites de production en France et en Italie ont été cités par Ring et al. (2002).

La société américaine 3M était le premier producteur mondial de ces substances avant 2000, (production par fluoration électrochimique). Cette société a cessé de produire du PFOS en 2002 pour passer à la fabrication des substances chimiques polyfluorées à chaîne plus courte. Cependant les PFAS sont produits sur l’ensemble du Globe (ITRC, 2018b). On a observé au cours des dernières années une augmentation de la production du PFOA et des PFAS en Chine, en Inde et en Russie, ce qui a pu contrecarrer les efforts portés par le programme de réduction des émissions des US EPA (OCDE, 2015). La fabrication des PFAS a commencé en Chine en 1980 et la production des PFOS a augmenté en même temps que le programme de réduction des émissions des US EPA (Concawe, 2016). En 2016, les PFOS et ses dérivés étaient encore produits en Allemagne, en Italie et en Chine (Witteween+Bos and TTE, 2016), mais début 2017, la Chine était le seul producteur connu. Enfin, la Chine a ratifié la convention de Stockholm sur les POPs et a reçu des ressources financières du fond pour l’environnement global (GEF) en 2017 pour réduire la production de PFOS (World Bank, 2017a).

En France le PFOS (n° CAS : 307-35-7) et le N-Et-FOSA (n° CAS : 4151-50-2) sont commercialisés par Interchim. Une recherche internet n’a pas pu préciser l’origine de ces substances (<https://www.chemicalbook.com>).

Substance	Pays	Nombre de fournisseurs
PFOSF ou POSF 307-35-7	Chine	39
	Belgique	2
	France	1
	Allemagne	4
	Japon	4
	Russie	1
	Suisse	1
	Royaume-Uni	9
	Etats-Unis	19
	Slovaquie	1
FOSA 754-91-6	Chine	14
	Allemagne	2
	Norvège	1
	Royaume-Uni	5
	Etats-Unis	7
	Danemark	2
N-Et-FOSE 1691-99-2	Chine	17
	Allemagne	1
	Royaume-Uni	2
	Etats-Unis	4
	Slovaquie	1
N-Et-FOSA 4151-50-2	Chine	41
	Canada	1
	France	1
	Allemagne	3
	Russie	1
	Royaume-Uni	7

⁵ <http://www.chemicalbook.com/>

Tableau 3 – Nombre de fournisseurs de précurseurs du PFOS par Pays (Chemical book, janvier 2013) – INERIS (2012b)

Substance chimique	N° CAS	N° EINECS	Synonymes	Forme physique (*)
PFOSF ou POSF fluorure de perfluorooctane sulfonyle C ₈ F ₁₈ SO ₂	307-35-7	206-200-6	heptadecafluorooctanesulphonylfluoride fluorure d'heptadécafluorooctane sulfonyle	solide
FOSA C ₈ F ₁₇ SO ₂ NH ₂	754-91-6	212-046-0	Perfluorooctanesulfonamide	ND
N-Et-FOSE alcool C ₁₂ H ₁₀ F ₁₇ NO ₂ S	1691-99-2	216-887-4	2-N-éthylperfluorooctane sulfonamidoéthanol N-éthylheptadécafluoro-N-(2- hydroxyéthyl)octanesulfonamide	ND
N-Et-FOSA C ₁₀ H ₈ F ₁₇ NO ₂ S	4151-50-2	223-980-3	2-N-éthylperfluorooctanesulfonamide N-éthylheptadécafluorooctanesulfonamide	ND
N-Me-FOSE alcool C ₁₁ H ₈ F ₁₇ NO ₂ S	24448-09-7	246-262-1	2-N-méthylperfluorooctane sulfonamidoéthanol heptadécafluoro-N-(2-hydroxyéthyl)-N- méthyl(octanesulfonamide	ND
N-Me-FOSA C ₉ H ₆ F ₁₇ NO ₂ S	31506-32-8	250-665-8	2-N-méthylperfluorooctane sulfonamide heptadécafluoro-N- méthyl(octanesulfonamide	ND
N-Me-FOSEA C ₁₄ H ₁₀ F ₁₇ NO ₂ S	25268-77-3	246-779-2	acrylate de 2-[[[(heptadécafluorooctyl) sulfonyl]méthylamino]éthyle	ND
N-Et-FOSEA C ₁₅ H ₁₂ F ₁₇ NO ₂ S	423-82-5	207-031-0	acrylate de 2-[éthyl[(heptadécafluorooctyl) sulfonyl]amino]éthyle	ND

(*) dans les conditions ambiantes habituelles
ND=Non défini

Tableau 4 – Caractéristiques chimiques des précurseurs (OSPAR, 2005) – INERIS 2012b

b) Produits de remplacement

Les producteurs ont développé des technologies permettant de substituer les composés perfluorés à chaîne longue par des composés à chaîne plus courte. Ces composés à chaîne plus courte incluent les télomères (FTOH), les dérivés des composés sulfonyl perfluorobutane fluorés, les polyfluoroéthers et d’autres types de PFAS (Hori et al. 2006; OCDE 2007; Herzke et al. 2012; Wang et al. 2013; Wang et al. 2015; Holmquist et al. 2016).

Ces produits de remplacement ont des structures similaires à leurs prédécesseurs et sont synthétisés par les mêmes groupes industriels (Concawe 2016, Wang et al, 2015). Cependant, il est difficile d’évaluer si ces produits de remplacement ont la même efficacité que les PFAS à chaîne longue. Une étude danoise en 2015 montre que les alternatives non-fluorées n’avaient pas les mêmes performances que les PFAS dans l’industrie textile (Danish EPA, 2015). De plus, plusieurs études suggèrent qu’il existe une incertitude sur la dangerosité des produits de remplacement (certains indiquent ne pas disposer de suffisamment de données pour statuer sur leur dangerosité, pour d’autres il est difficile de statuer s’ils sont plus ou moins dangereux que les PFAS).

Les informations sur le comportement environnemental des produits de remplacement et sur la contamination potentielle qu’ils peuvent engendrer sont très limitées (Wang et al., 2013). Le traitement de ces molécules dans les stations de traitement d’eaux usées pourrait ne pas être aussi efficace que sur les PFAS à chaîne longue (Sun et al. 2016). Le remplacement des PFAS

n’est donc pas évident (Storch, 2019) et doit être assorti d’une stratégie spécifique à chaque site effectué par une équipe qualifiée.

2.2.2. Utilisation des PFAS

On peut distinguer trois types d’utilisateurs des PFAS : les industries qui utilisent les PFAS comme matière première pour fabriquer des produits très variés ; les activités de lutte contre les incendies utilisant les PFAS ; les consommateurs de produits manufacturés contenant des PFAS.

a) *Industries utilisant des PFAS dans leurs procédés*

Les industries principales utilisant les PFAS comprennent :

- L’industrie du cuir et du textile : les PFAS sont introduits dans le textile pour l’impermeabiliser de l’eau et de l’huile et pour le protéger des taches. Les applications incluent protection des vêtements et des habits d’extérieur, des parapluies, des tentes, des voiles de bateaux, des matériaux architecturaux, des tapis et des tapisseries ;
- L’industrie du papier : les PFAS sont utilisés en application de surface pour éviter le graissage et la moisissure. Les utilisations incluent les papiers non alimentaires (carton, papier de masquage) et les papiers alimentaires (boîte à pizza, papier d’emballage de sandwiches, sac pour micro-onde, papier à cuisson, emballage de nourriture pour animaux) ;
- Métallisation et gravure : les PFAS ont alors une action anticorrosive, une amélioration esthétique, une action surfactante, une action de mouillage et de suppression des émanations de chrome, cuivre, nickel et étain et nettoyant de surface, de réduction des forces de frottement ;
- Fabrication des câbles : revêtement et isolation ;
- L’industrie des surfactants, des résines, des plastiques et des moulages : Les PFAS sont utilisés dans la fabrication de plastiques, de fluoropolymères, de gomme ; d’agents de plomberie, de résines composites, de retardateur de flammes pour les polycarbonates ;
- L’industrie de la photolithographie et des semi-conducteurs : composés photorésistants, revêtement antireflet, etc. ;
- L’industrie de fabrication des produits anti-incendie (cf. plus loin).

Les PFAS sont utilisées par d’autres industries, l’aéronautique pour les fluides hydrauliques des avions, la chimie comme ingrédients actifs dans les pesticides et les insecticides, dans des produits de nettoyages industriels et domestiques, dans des applications médicales ou dans les mines et comme agents tensioactifs de l’huile (INERIS, 2012a et b).

Pour la moitié des PFAS, il n’y a pas d’information disponible sur leur application. Les domaines d’application les moins renseignés incluent la cosmétique, le matériel orthodontique, les équipements médicaux, les agents anti-poussières des matériaux de construction, les téléphones portables et les cellules photovoltaïques. En Europe, les PFAS utilisés par les industriels sont principalement les PFAS à 6 atomes de carbone (KEMI, 2015).

b) *Mousses anti-incendie contenant des PFAS*

Les mousses ou émulseurs anti-incendie classe B contenant du fluor comprennent des agents formant un film flottant (AFFF), des fluoroprotéines (FP) et des agents formant un film flottant protéinique (FFPF) (Concawe, 2016). Les mousses anti-incendie sont des mélanges complexes qui contiennent des PFAS connus et des PFAS non identifiés. Les proportions utilisées de ces

substances varient et visent à obtenir un produit efficace lors de la lutte incendie (leur formulation exacte n’est donc pas connue). Ces produits ont été stockés et utilisés depuis les années 1960 par des installations militaires, des aéroports civils, des raffineries et sites de stockage, des industries chimiques, mais aussi par des brigades de pompier locales. Bien que la fabrication de PFAS à chaîne longue soit interdite, il est fortement probable que (dû fait de leur longue conservation), des mousses classe B soient encore stockées chez leurs utilisateurs.

c) *Produits de consommation contenant des PFAS*

Les PFAS sont utilisés largement dans les produits de consommation courantes dont les produits ménagers, contenant des mélanges diverses de PFAS. Ces produits sont utilisés quotidiennement par de nombreux consommateurs. La liste des produits contenant des PFAS est longue et comprend le papier et les emballages, les vêtements et les tapis, les textiles d’extérieur et les équipements de sport, les cires pour ski et snow board, les ustensiles de cuisine antiadhésif, les produits de nettoyage et les adoucisseurs, les cires, les polisseurs et les peintures latex, les pesticides et les herbicides, les fluides hydrauliques, les essuie-glaces, les encres, les colorants, les vernis et les peintures, les adhésifs, les produits médicaux, les produits de beauté et d’hygiène (shampooing, après shampooings, crème solaire, cosmétiques, dentifrice, fil à dent, etc.). La consommation de produits contenant des PFAS touche chaque consommateur et est donc grand public.

2.2.3. Volumes produits, importés ou utilisés

Il est difficile d’estimer la quantité de PFAS produits, importés ou utilisés en Europe car ces composés sont au final peu surveillés (sauf pour le PFOA et le PFOS). On note que les quantités utilisées sont dans la majorité des cas inférieures à 1 t/an (quantité minimale pour enregistrement sous REACH). Il est considéré que l’importation représente les plus gros volumes. KEMI (2015) a compilé des données sur les PFOS issues de la Convention de Stockholm (ESWI, 2011 et European commission, 2015) et de Glas (2013) et des données suédoises pour faire une estimation des volumes utilisés de PFOS par les industriels en Europe et en Suède (cf. Tableau 5).

Sector	PFOS use in the EU (kg/year)	PFOS use in Sweden (kg/year)
Hard chrome plating industry	6500	180
Photographic industry	562	0
Semiconductor industry	9.3	0
Hydraulic fluids for the aviation industry	600-730	6-10

Tableau 5 – Quantités de PFOS utilisées par les industriels en EU et en Suède (KEMI, 2015)

Des données issues de ECHA (2015) permettent d’estimer les quantités de PFOA qui sont importées chaque année en Europe (cf. Tableau 6).

Import into the EU	(tonne/year)
PFOA (and its salts) as substances	20
PFOA (and its salts) as mixtures	10
Import of PFOA (and its salts) in articles	10
PFOA-related substances	100-1000
PFOA-related substances in textiles	1000-10,000

Tableau 6 – Quantités de PFOA et dérivés importées (par an) en Europe (KEMI, 2015)

2.3. REGLEMENTATION

De manière générale, le cadre réglementaire a été défini dans un premier temps pour les deux PFAS les plus répandus et ceux pour lesquels on avait le plus d’informations toxicologiques (le PFOS et le PFOA). Le cadre réglementaire tend dans les dernières années à s’étendre à une gamme plus large de composés.

Deux types de réglementations sont applicables aux PFAS : les réglementations visant à légiférer leur production et leur utilisation et les réglementations visant la protection des milieux par la maîtrise des risques environnementaux et sanitaires (définition de critère de qualité). Ces deux aspects réglementaires sont décrits pour l’Europe et au niveau international ci-dessous. De nombreuses initiatives sont en cours : certaines conduisent à des obligations légales, d’autres sont plus des actions volontaires conduisant à des recommandations ou à des bonnes pratiques.

2.3.1. Cadre réglementaire de production et d’utilisation des PFAS

a) Cadre réglementaire de production – REACH et ECHA

Le règlement européen REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of CHemicals) est entré en vigueur le 1er juin 2007 au sein de l’Union Européenne. REACH vise à améliorer la protection de la santé et de l’environnement, renforcer les connaissances sur les substances chimiques, favoriser la communication entre les acteurs de la chaîne d’approvisionnement et limiter les essais sur les vertébrés en initiant le partage des données entre les industriels.

REACH est un processus de gestion des risques des substances chimiques, unique au niveau international et se caractérise par quelques points clés :

- Le transfert de la responsabilité vers l’industriel qui doit enregistrer les substances et assurer la gestion des risques ;
- La création d’une Agence européenne des produits chimiques (ECHA) ;
- La modification des relations clients/fournisseurs : les utilisateurs en aval ont intérêt à faire connaître leurs usages des substances chimiques ;
- La limitation des essais chez l’animal et l’incitation forte à partager les données par la création de consortiums entre industriels.

Les obligations prévues par REACH sont :

- La procédure d’enregistrement pour les fabricants et importateurs (titre II),
- La procédure d’autorisation (titre VII),
- La procédure de restriction (titre VIII),
- La transmission d’information à l’intérieur de la chaîne d’approvisionnement (titre IV).

Le PFOS et le PFOA sont des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques. Le PFOS et le PFOA étaient initialement inscrits sur la liste des substances faisant l'objet de restrictions qui figure à l'annexe XVII du règlement REACH, mais leurs usages sont désormais encadrés par le règlement (CE) n°2019/1021 sur les polluants organiques persistants. Ainsi, le PFOA, ses sels et ses composés apparentés sont dorénavant inscrits à l'annexe I du règlement POP via le règlement 2020/784. La restriction d'utilisation s'appliquera à partir du 4 juillet 2020 et fait suite à une décision prise lors de la Convention de Stockholm en mai 2019. Elle remplacera la restriction sur le PFOA sous REACH. De plus, le règlement délégué (UE) 2020/1203 de la Commission a été publié le 18/08/2020 et modifie l'annexe I du règlement (UE) 2019/1021 en ce qui concerne les dérogations spécifiques de l'entrée relative à l'acide perfluorooctane sulfonique et ses dérivés (SPFO ou PFOS).

L'acide sulfonique 1-perfluorohexane et ses sels (PFHxS) ont été ajoutés à la liste des substances candidates REACH extrêmement préoccupantes le 7 juillet 2017 en tant que substance « très persistante et très bioaccumulable » au sens de l'article 57, point e), du règlement REACH.

L'un des freins d'enregistrement des substances PFAS sous REACH est que le PFAS sont des substances d'une très grande efficacité nécessitant leur utilisation en très faible quantité (qui ne sont pas légalement enregistrable sous REACH). Ainsi selon KEMI (2015), seules 2% des PFAS sont enregistrés sous REACH. L'enregistrement des PFAS a pu potentiellement augmenter de 20% à partir de juin 2018 (date à partir de laquelle l'enregistrement dans REACH est rendue obligatoire pour des quantités produites plus faibles (à partir de 1 tonne comparée à 100 tonnes ante-juin 2018). Ainsi cette mesure de juin 2018 pourrait permettre plus de 500 enregistrements complémentaires pour les PFAS (cf. Tableau 7).

Fluoro group	Registered	Pre-registered
N-alkyl perfluoroalkyl sulfonamides	3	139
poly/perfluorinated phosphororganics	2	67
poly/perfluorinated sulfonic/sulfinic acids	2	45
poly/perfluorinated carboxylic acids		44
poly/perfluorinated alkanoyl/sulfonyl chlorides or fluorides	3	27
poly/perfluorinated alcohols	2	23
poly/perfluorinated amines	1	23
poly/perfluorinated (meth)acrylates	2	22
poly/perfluorinated esters	1	21
poly/perfluorinated sulfonamides		18
other poly/perfluorinated organics	15	17
poly/perfluorinated ethers	10	17
poly/perfluorinated alkanes/alkenes	7	17
poly/perfluorinated iodides	3	17
poly/perfluorinated siloxanes/silicones/silanes/silicates	2	15
poly/perfluorinated oxiranes		10
poly/perfluorinated thiols	2	9
poly/perfluorinated copolymers		6
poly/perfluorinated ethoxylates		5
poly/perfluorinated urethanes		5
polytetrafluoroethylene (PTFE)		2
poly/perfluorinated polymers	3	1
poly/perfluorinated naphthalenes		1
Total number	58	551

Tableau 7 – Nombre d’enregistrements (ante – juin 2018) et de pré-enregistrements (selon nouvelle disposition de juin 2018) pour les PFAS sous REACH (KEMI, 2015)

Les PFOA et ses sels ont été rajoutés en 2013 dans la liste des composés « à problèmes » de l’Agence Européenne des substances chimiques (ECHA). Depuis les PFAS à chaîne longue (C11 à C14) ont été identifiés comme substances « à problèmes ». En 2014, l’Allemagne et la Norvège ont fait des propositions de restriction à ECHA sur les PFOA et ses précurseurs en limitant la mise sur le marché de produits contenant moins de 2ppb, ce qui correspond à une limite 5000 fois plus contraignante que celle en place. Les propositions de restriction comprenaient aussi d’autres PFAS linéaires ou ramifiées (Type C7F15).

b) Convention de Stockholm

La Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants de 2001 vise à éliminer douze produits chimiques particulièrement polluants car très toxiques, bioaccumulables, difficilement dégradables et qui se propagent sur de longues distances.

En 2009, le PFOS a été ajouté à l’annexe B de la convention de Stockholm sur les POPs, ce qui a entraîné des mesures de restriction de production et d’utilisation du PFOS. En Europe, l’utilisation du PFOS est interdite, moyennant quelques exceptions (par exemple, les mélanges ou substances qui contiennent moins de 0,001% en poids (EU 757 /2010) de PFOS. La dérogation autorisant l’utilisation des mousses anti-incendie contenant plus de 0,001% en poids de PFOS a été abrogée en 2011. En 2019, le PFOA a été inscrit à l’annexe A de la convention,

ce qui entraîne des mesures d'interdiction de production et d'utilisation (octobre 2018) et le PFHxS sera proposé (octobre 2019) pour être ajouté dans la liste des substances de l'annexe A sans proposition d'usage dérogatoire lors de la Conférence des Parties à la Convention de Stockholm qui se tiendra en juillet 2021

La réglementation de nombreux pays, dont la France, a adopté des restrictions d'utilisation du PFOS. Ces mesures tendent à limiter la présence de ces substances dans l'environnement, néanmoins, ces substances sont encore utilisées dans la fabrication de produits.

c) Propositions de stratégie de gestion des PFAS et de réduction d'utilisation des PFAS en cours

Le cadre réglementaire est en constante évolution en fonction des avancées scientifiques et des prises de conscience de la problématique. La présence de PFAS étant quasi ubiquitaire, des stratégies sont proposées à des niveaux national, européen mais aussi international. KEMI (2016) distingue deux types de PFAS, pour lesquelles les actions futures proposées diffèrent :

- Les PFAS de catégorie 1 : PFAS qui ont déjà suffisamment de données pour évaluer l'indice Persistance – Bioaccumulation – Toxicité (indice PBT) défini par REACH ou la convention de Stockholm ;
- Les PFAS de catégorie 2 : PFAS qui sont largement utilisés, mais pour lesquels il existe peu d'informations disponibles et qui nécessitent plus de connaissances pour proposer une législation.

A titre d'exemple, KEMI (2016) suggère pour les PFAS de catégorie 1, les actions européennes et internationales suivantes :

- Elargir la liste des PFAS pris en compte dans le cadre de REACH et la réglementation CLP⁴ (Classification, Labelling, Packaging) (en y ajoutant l'acide perfluorononanoïque (PFNA), l'acide perfluorodécanoïque (PFDA), l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)).
- Collaborer avec l'Allemagne pour développer un groupe de PFAS (qui pourrait comprendre plusieurs centaines de PFAS) pour lequel des restrictions d'usage seraient à proposer au niveau européen.
- Continuer son rôle actif dans ECHA et sur les stratégies de gestion des PFOS dans le cadre de la convention de Stockholm.

Pour les PFAS de catégorie 2, KEMI (2016) propose, entre autre de :

- Améliorer la connaissance sur ces substances quant à leur indice PBT et leur comportement dans l'environnement ;
- Améliorer leur caractérisation dans les milieux environnementaux, mais aussi dans les produits manufacturés ;
- Faire des propositions de priorisation des PFAS.

Une procédure volontaire de suppression des PFAS à chaîne longue (carboxylates perfluorés (dont le PFOA), les sulfonates perfluorés (dont le PFHxS et le PFOS)) a débuté en 2006 sous l'initiative des US EPA. Cette procédure fixait des seuils de réduction puis des interdictions de

⁴ Le règlement CLP désigne le règlement n° 1272/2008 du Parlement européen relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances chimiques et des mélanges ; il a pour objet d'assurer que les dangers que présentent les substances chimiques soient clairement communiqués aux travailleurs et aux consommateurs de l'Union européenne grâce à la classification et à l'étiquetage des produits chimiques

production pour les PFAS aux huit plus grands groupes producteurs. Les objectifs de cette procédure volontaire ont été atteints par toutes les parties prenantes concernées.

2.3.2. Cadre réglementaire visant la protection des milieux récepteurs

Comme précisé précédemment, les PFOS et les PFOA sont les composés perfluorés les plus courants et les mieux caractérisés. Au niveau européen et international, des critères de qualité ont été déjà définis pour ces deux substances, puis élargies dans certains pays à un jeu plus large de substances. Les critères sont soit légalement applicables, soit des valeurs guide indicatives (mais non opposables légalement). Quelques auteurs (CONCAWE, 2016 ; l’ITRC, 2018) ont fait la compilation des critères en vigueur (il est important de préciser que les critères définis peuvent évoluer au cours du temps selon les gains de connaissance). Les critères de qualité ont été définis pour plusieurs milieux (eaux souterraines, eaux de consommation, sols) et selon plusieurs cibles (écologiques ou humaines, différents types d’usage des sols).

Selon l’IRTC (2018), les différences entre les critères proposés par les Etats Unis (et ses états fédéraux) reposent sur une sélection de valeurs toxicologiques différentes ou une interprétation différente de ces valeurs et des choix différents pour les facteurs d’équivalence animal-homme et pour les facteurs d’incertitude.

Au niveau européen, les autorités nationales, les producteurs et utilisateurs des PFAS sont dans l’attente d’un cadre réglementaire européen unique sur les composés émergents (dont les PFAS) afin de pouvoir assurer une gestion homogène et optimale des PFAS dans les sols et les eaux souterraines (1st EnSoR Workshop on compounds of Emerging Concern, Bruxelles, 19-20th November 2018).

De nombreux critères de qualité ont été dérivés en Europe et au niveau international. Ce rapport présente les critères de qualité issus de synthèses existantes, il ne retrace pas les hypothèses (toxicologiques, exposition, sanitaire ou écologique) à partir desquels les critères de qualité ont été dérivés.

a) *Milieu EAU*

Eaux de consommation

Au niveau européen des valeurs utilisées pour évaluer la qualité des eaux destinées à la consommation humaine ont été proposées pour les PFAS dans l’annexe 1 de la proposition de directive, du parlement européen et du conseil, relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) (1.2.2018, COM (2017 753 final). Ainsi deux valeurs ont été mises en avant :

- Valeurs pour les PFAS - par «PFAS», on entend chaque substance alkylée per- et polyfluorée particulière (formule chimique: $C_nF_{2n+1}-R$) : **0,1µg/L** ;
- Valeur pour la somme des PFAS - par «Total PFAS», on entend la somme des substances alkylées per- et polyfluorées (formule chimique: $C_nF_{2n+1}-R$) : **0,5µg/L**.

De plus les limites de quantification des PFAS doivent être au minima égales à 50% de la valeur de qualité proposée (la caractéristique de performance minimale sur l’«incertitude de la mesure» est de 50%) : soit 0,05 µg/L pour un PFAS et 0,25 µg/L pour la somme des PFAS.

Il n’existe actuellement aucune approche législative régissant l’ensemble de ces substances, ni de liste déterminante de toutes les substances disponibles. La Suède a mené des recherches

intensives sur les PFAS⁵. L'agence nationale suédoise des produits alimentaires a recommandé des limites pour l'eau potable sur la base de la présence de onze PFAS (PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTSA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA et PFDA). Si la somme de ces onze PFAS atteint des concentrations supérieures à **0,09 µg/L**, l'agence recommande de prendre des mesures au plus vite en vue de réduire la pollution.

PFOS

Les critères de qualité pour le PFOS dans les eaux de consommation varient globalement de **0,0053 µg/L** (aux Pays Bas) à **9 µg/L** (selon niveau 3 au Royaume Uni). L'OMS recommande d'adopter une valeur paramétrique pour le PFOS de **0,4 µg/L**. Aux Etats Unis, les US EPA ont fixé une valeur guide de 0,07 µg/L, avec des valeurs définies dans les états variant entre 0,013 µg/L et 0,667 µg/L. En Australie le seuil de potabilité est de 0,07 µg/L et au Canada de 0,6 µg/L.

PFOA

Les critères de qualité pour le PFOA dans les eaux de consommation varient globalement de **0,014 µg/L** (selon Regional Screening Level aux états unis) à **90 µg/L** (selon niveau 3 au Royaume Uni). L'OMS recommande d'adopter une valeur paramétrique pour le PFOA de **4 µg/L**. Aux Etats Unis, les US EPA ont fixé une valeur guide de 0,07 µg/L, avec des valeurs définies dans les états membres variant entre 0,014 µg/L et 0,667 µg/L. En Australie le seuil de potabilité est de 0,56 µg/L, au Canada de 0,2 µg/L. En Europe, les pays membres ont définis des valeurs comprises entre 0,09 µg/L (en Suède) et 90 µg/L (pour le Royaume Uni).

Eau de surface

PFOS

En 2013, le PFOS et ses dérivés ont été inclus dans la Directive Européenne sur les standards de qualité environnementales (EQS) (2013/39/EU amendant 2008/105/EC). Le critère de qualité environnement moyen sur un an a été fixé à **0,00065 µg/L** de PFOS dans les eaux de surface. L'EQS ainsi défini (basé sur la consommation humaine de poissons contaminés par les PFOS) a été considéré comme très conservatif : Les concentrations observées en PFOS dans les eaux de surface étant, dans la majorité des cas, supérieures à ce seuil. Les états membres doivent communiquer leur programme de surveillance des PFOS pour les eaux de surface d'ici le 22 décembre 2018, et les concentrations en **PFOS devront être inférieures à 0,65 ng/L en 2027**.

Globalement les critères pour les eaux de surface pour les PFOS varient globalement de plusieurs ordres de grandeur de 0,00065 µg/L à 300 µg/L. Des propositions de valeurs ont été faites par certains états fédéraux américains (0,011 µg/L à 300 µg/L), par le Canada (6,8 µg/L, défini selon des récepteurs environnementaux) et pour la Norvège (0,00065 µg/L).

PFOA

Le critère de qualité en PFOA dans les eaux de surface varie de 0,07 µg/L à 24 µg/L selon les états américains et est fixé uniquement dans deux pays européens : 0,1 µg/L en l'Italie et 9,1 µg/L en Norvège.

5 <http://www.kemi.se/en/global/rapporter/2015/report-7-15-occurrence-and-use-of-highly-fluorinated-substances-and-alternatives.pdf>

Eaux souterraines

PFOS

Les critères de qualité proposés pour le PFOS dans les eaux souterraines varient globalement de **0,02 µg/L** (état américain) à **68 µg/L** (Canada). Aux Etats Unis, les différents états ont proposé des valeurs variant de 0,02 µg/L à 1 µg/L. Le Canada a proposé une valeur de 68 µg/L (défini selon des récepteurs environnementaux) et l’Allemagne et de Danemark à 0,1 µg/L.

PFOA

Les critères de qualité pour le PFOA dans les eaux souterraines varient globalement de **0,035 µg/L** à **2µg/L** (état fédéral américain). Aux Etats Unis, les différents états ont proposé des valeurs variant de 0,035 µg/L à 2 µg/L. Le Canada a proposé une valeur de 0,2 µg/L et certains pays membres européens 0,1 µg/L.

Autres types d’eau

Des critères de qualité ont été définis pour des eaux à but récréatif en Australie et dans un des états américains :

- Pour le PFOA, le critère est proposé à 5,6 µg/L pour l’Australie et 0,5 µg/L pour le Maine
- Pour le PFOS, le critère est proposé à 1,2 µg/L pour l’Australie et le Maine

Krieg (2019) propose une synthèse graphique des valeurs réglementaires pour les PFAS ; décrivant les valeurs appliquées pour les PFOS, PFOA, PFBS, PFHxA, PHxS, PFHpA, PFOSA, PFNA et PFOA dans les eaux (cf. Figure 6).

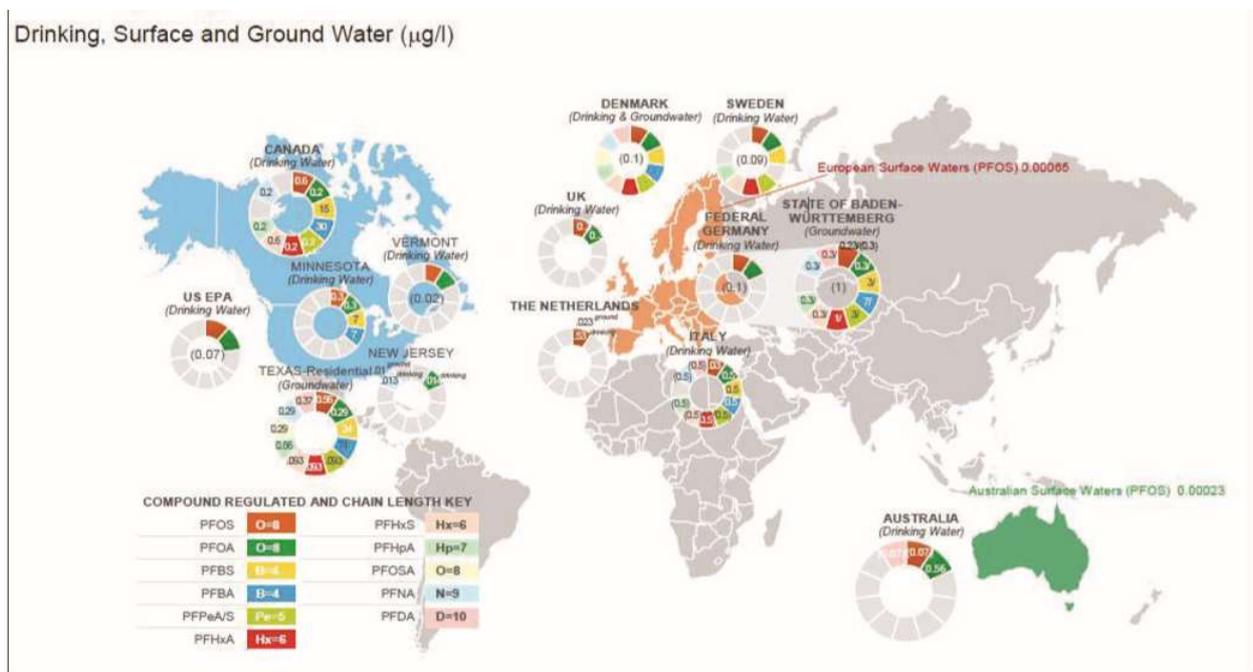


Figure 6 – Synthèse cartographique des valeurs appliquées pour les PFAS dans les eaux (Krieg, 2019)

d) *Milieu sol*

Les seuils proposés pour les PFAS dans les sols reposent sur trois approches :

- la protection des eaux souterraines,
- la gestion des risques sanitaires,
- la gestion de l’impact écologique.

Comme précédemment, des seuils sont principalement proposés pour les PFOS et le PFOA. Dans certains cas, ils s’appliquent à d’autres PFAS.

Aux Etats-Unis, les seuils dans les sols pour la protection des eaux souterraines ont été proposés au niveau national et fédéral (ITRC, 2018c). Ainsi les seuils pour le PFOS varient de 0,000172 mg/kg (US EPA) à 0,05 mg/kg (Texas) et les seuils pour le PFOA varient de 0,000378mg/kg (USEPA) à 0,35 mg/kg (Michigan).

Des seuils établis sur la base des risques sanitaires ont été dérivés aux Etats-Unis, en Australie, au Canada, au Danemark et en Norvège. Seuls le Canada et l’Australie ont dérivé des seuils pour des usages des sols variés (résidentiel, agriculture, industriel/commercial, espaces verts). Les autres pays ont proposé des valeurs uniques.

Pour les autres pays, les valeurs sols « uniques » pour « tout usage » sont comprises entre 0,0023 mg/kg (Norvège) et 6 mg/kg (Etat fédéral américain) pour le PFOS et 0,013 mg/kg (Norvège) et 16 mg/kg (état fédéral américain) pour le PFOA.

Les valeurs sols dérivées par le Canada (2018) pour le PFOS sont présentées dans le Tableau 8. Elles prennent en compte à la fois les risques écologiques et sanitaires.

Voie	Agriculture	Zone résidentielle/ forêt-parc	Zone commerciale	Zone industrielle
Version finale de la proposition de recommandation fédérale pour la qualité des sols (RFQS)	0,01 mg/kg	0,01 mg/kg	0,14 mg/kg sol (sol à texture grossière) ¹ 0,21 mg/kg sol (sol à texture fine) ²	0,14 mg/kg sol (sol à texture grossière) ¹ 0,21 mg/kg sol (sol à texture fine) ²

¹ Sols à texture grossière : Sols constitués à plus de 50 % en masse de particules d’un diamètre moyen supérieur à 75 µm (D50 > 75 µm).

² Sols à texture fine : Sols constitués à plus de 50 % en masse de particules d’un diamètre moyen plus petit que 75 µm (D50 < 75 µm).

Tableau 8 – Proposition de valeurs seuils pour les sols au Canada pour le PFOS (Environnement et changement climatique Canada, 2017)

Les valeurs sols dérivées par l’EPA australienne (août 2017) pour le PFOS et le PFOA sont présentées dans le tableau ci-dessous. Elles ont été dérivées selon une approche basée sur les risques sanitaires pour différents usages du sol (résidentiel, forte densité résidentiel, industriel/commercial, parc national, espaces verts).

Exposure Scenario	PFOS/PFHxS	PFOA	Land Use/ Environment Value	Comments and Source
Soil – Health based screening levels	0.009 mg/kg	0.1 mg/kg	Residential	Based on 20% of FSANZ TDI, i.e. up to 80% of exposure is assumed to come from other pathways. ASC NEMP HIL-A assumptions with home grown produce included. OEH/NSW
	2 mg/kg	20 mg/kg	High density residential	Based on 20% of FSANZ TDI, i.e. up to 80% of exposure is assumed to come from other pathways. ASC NEPM HIL-B assumptions OEH/NSW
	20 mg/kg	100 mg/kg	Industrial/commercial	Based on 20% of FSANZ TDI, i.e. up to 80% of exposure is assumed to come from other pathways. ASC NEPM HIL-D assumptions including 8 hrs time spent indoors and 1 hr spent outdoors at an industrial/commercial site
	4 mg/kg (sum of PFOS + PFHxS)	40 mg/kg	Residential	Based on previous TDI of 0.15 µg/kg/d for PFOS/PFHxS and 1.5 µg/kg/d for PFOA Government of Western Australia (WA DER)
	100 mg/kg (sum of PFOS + PFHxS)	1000 mg/kg	Commercial and industrial	
	6.6 mg/kg (PFOS only)	1 mg/kg	National parks / areas with high ecological values	Draft default guideline values prepared for CRC CARE, version as at July 2016. Not taking into account water transport and to be used only if hydrogeology of the site assessed and levels in pore water, groundwater or nearby surface water sustaining aquatic life (i.e. Within 10 km) are also tested if present.
	32 mg/kg (PFOS only)	29 mg/kg	Urban residential/public open spaces	Note: waste soil containing above 50 mg/kg of PFOS and PFOA must be managed in accordance with Stockholm Convention requirements. Department of Environment and Energy (CEMG).
	60 mg/kg	81 mg/kg	Commercial and industrial spaces	

Tableau 9 – Critères sols – basés sur les risques sanitaires australiens – PFOS ET PFOA (EPA Australienne, 2017)

En Suisse, des valeurs limites, selon l’Ordonnance des Sites et Sols pollués (OSite), pour les matériaux excavés et pour les matériaux mis en stockage ont été dérivées en 2015 et précisées en 2019 pour les PFOS, PFOA, PFHxA et PFHxS (cf. Tableau 10).

Nom de la substance	N° CAS	Valeur K [µg/l]	Valeur U [µg/kg]	Valeur sv [µg/kg]	Valeur B [µg/kg]	Valeur E [µg/kg]
Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)	1763-23-1	0.7	2	3.5	7	70
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	307-24-4	40	2	15	30	300
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	335-67-1	0.5	2	—	2	10
Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)	355-46-4	0.7	2	—	2	13

Valeur K: Valeur de concentration selon annexe 1 OSites

Valeur U: Valeur limite pour les matériaux d’excavation non pollués selon annexe 3, chiffre 1, OLED

Valeur sv: Valeur limite pour les matériaux d’excavation peu pollués (ou de manière tolérable) selon annexe 3, chiffre 2, OLED

Valeur B: Valeur limite pour le stockage dans une décharge de type B selon annexe 5, chiffre 2.3, OLED

Valeur E: Valeur limite pour le stockage dans une décharge de type E selon annexe 5, chiffre 5.2, OLED

Tableau 10 – Valeurs limites sol dérivées en Suisse pour l’excavation et le stockage – PFOS, PFOA et PFHxA (Arnold, 2019)

L’OVAM (Van Gestel, 2019) a très récemment proposé des valeurs de gestion provisoires pour la gestion des terres excavées. Ainsi deux valeurs ont été dérivées : une valeur pour une utilisation sans contrainte des terres excavées (8 µg/kg MS PFOS) et une valeur pour la réutilisation des terres excavées pour la construction (70 µg/kg MS PFOS). Des valeurs guide sur les sols ainsi que des valeurs de bruit de fond devraient être dérivées très prochainement pour les PFOA et les PFOS en collaboration avec les Pays Bas.

Au Pays Bas, en 2019, des valeurs guide basées sur le risque environnemental et des valeurs de ré-utilisation des terres ont été proposées à titre temporaire (Wintersen et Otte, 2019, cf. Tableau 11). Ces valeurs temporaires ont eu un impact très fort sur l’activité économique des acteurs des SSP (elles ont notamment gelé la ré-utilisation des terres et donc des projets de redéveloppement car les concentrations des PFAS dans les sols excédaient quasiment systématiquement ces valeurs provisoires). Ces valeurs sont actuellement en cours de révision.

Risk limit / functionality	Agriculture	Nature / rural areas	Urban areas with vegetable garden	Urban areas	Industry
Direct ecology	Mean level PFOS: 380 µg/kg _{ds} PFOA: 5000 µg/kg _{ds} GenX: -	High (HC ₅) PFOS: 16 µg/kg _{ds} PFOA: 500 µg/kg _{ds} GenX: -	Mean level PFOS: 380 µg/kg _{ds} PFOA: 5000 µg/kg _{ds} GenX: -	Mean level PFOS: 380 µg/kg _{ds} PFOA: 5000 µg/kg _{ds} GenX: -	Moderate (HC ₅₀) PFOS: 9100 µg/kg _{ds} PFOA: 50000 µg/kg _{ds} GenX: -
Indirect ecology	Mean level PFOS: 18 µg/kg _{ds} PFOA: 89 µg/kg _{ds} GenX: 54 µg/kg _{ds}	High (HC ₅) PFOS: 3 µg/kg _{ds} PFOA: 7 µg/kg _{ds} GenX: 3 µg/kg _{ds}	Mean level PFOS: 18 µg/kg _{ds} PFOA: 89 µg/kg _{ds} GenX: 54 µg/kg _{ds}	Mean level PFOS: 18 µg/kg _{ds} PFOA: 89 µg/kg _{ds} GenX: 54 µg/kg _{ds}	Moderate (HC ₅₀) PFOS: 110 µg/kg _{ds} PFOA: 1100 µg/kg _{ds} GenX: 960 µg/kg _{ds}
Human	-	Nature (no consumption, limited soil contact) PFOS: 19000 µg/kg _{ds} PFOA: 37000 µg/kg _{ds} GenX: 25000 µg/kg _{ds}	Vegetable garden (high contact, high consumption) PFOS: 92 µg/kg _{ds} PFOA: 86 µg/kg _{ds} GenX: 8 µg/kg _{ds}	Urban (high contact, moderate consumption) PFOS: 1200 µg/kg _{ds} PFOA: 1100 µg/kg _{ds} GenX: 97 µg/kg _{ds}	Industry (no consumption, limited soil contact) PFOS: 19000 µg/kg _{ds} PFOA: 37000 µg/kg _{ds} GenX: 25000 µg/kg _{ds}
Agriculture	Risk limit agriculture	-	-	-	-
Leaching	Risk limit leaching	Risk limit leaching	Risk limit leaching	Risk limit leaching	Risk limit leaching

Table 5.1. Wintersen, Otte (2019) Letter to the Ministry of Infrastructure and Environment - Overzicht van risicogrenzen voor PFOS, PFOA en GenX ten behoeve van een tijdelijk handelingskader voor het toepassen van grond en baggerspecie op of in de landbodern

Environmental risk limits:			
PFAS	Nature, agriculture	Urban areas	Industry
PFOS	3 µg/kg	18 µg/kg	110 µg/kg
PFOA	7 µg/kg	89 µg/kg	1100 µg/kg
GenX	3 µg/kg	54 µg/kg	960 µg/kg
Soil reuse criteria:			
PFAS	Nature, agriculture	Urban areas	Industry
PFOS	<0.1 µg/kg	3 µg/kg	3 µg/kg
PFOA	<0.1 µg/kg	7 µg/kg	7 µg/kg
GenX	<0.1 µg/kg	3 µg/kg	3 µg/kg
Other PFAS	<0.1 µg/kg	3 µg/kg	3 µg/kg

Tableau 11 – Valeurs guide temporaires aux Pays Bas selon les risques environnementaux pour la ré-utilisation des sols – PFOS, PFOA et GenX (Wintersen et Otte, 2019)

En contrepartie, on note que certains pays (dont la Finlande), ont fait le choix de ne pas dériver des seuils spécifiques pour les PFAS que ce soit pour les eaux souterraines ou les sols : une approche spécifique à chaque site étant mise en avant.

e) Autres milieux

Des critères de qualité ont été proposés dans le biote et les sédiments par le Canada et l’Australie. Des recommandations (basées sur les risques écologiques) sur le PFOS ont été faites au Canada pour la chair des poissons, la nourriture animale et les œufs d’oiseau (cf. Tableau 12). En Australie, des recommandations basées sur les risques sanitaires ont été faites sur les poissons et les sédiments pour le PFOA et le PFOS cf. Tableau 13 (CRCCARE, 2018c).

Eau (µg/L)	Tissus des poissons (mg/kg p.h.)	Régime alimentaire des espèces sauvages (µg/kg de nourriture p.h.)**		Œufs d’oiseau (µg/g p.h.)
		Mammifères	Oiseaux	
6,8	8,3	4,6	8,2	1,9

* Les RFQE pour les sols et les eaux souterraines sont présentées dans les tableaux 2 et 3.

** Les recommandations pour le régime alimentaire de la faune visent à protéger les espèces mammifères ou aviaires qui consomment le biote aquatique. Elles désignent la concentration de SPFO dans la nourriture provenant du biote aquatique, exprimée sur une base de corps entier en poids humide (p.h.), et qui peut être consommé par les mammifères terrestres ou semi-aquatiques et la faune aviaire.

Tableau 12 – Recommandations canadiennes pour le PFOS pour le biote (Environnement et Changement Climatique Canada, 2017)

Media	PFOS (+PFHxS)	PFOA
MPC _{fish}	270 µg/kg	2,700 µg/kg
HSL _{fresh water, fish consumption}	21 ng/L	210 ng/L
HSL _{marine water, fish consumption}	616 ng/L	6,100 ng/L
HSL _{sediments}	22 µg/kg	220 µg/kg

MPC – maximum permissible concentration

Tableau 13 – Proposition de critères de qualité (sédiments et poisson) – PFOS et PFOA (CRCCARE, 2018c)

3. Propriétés des composés

3.1. PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Les propriétés physico-chimiques des PFAS, ainsi que les caractéristiques des milieux environnementaux conditionnent le comportement environnemental de ces substances. La répartition des PFAS dans les milieux dépend de leur forme moléculaire (neutre ou ionique), de leur état (liquide ou solide) et du type de milieu (eau, phase pure, sol/sédiment, biote et air) dans lequel ils évoluent.

Il existe de nombreux écarts sur les données publiées pour les propriétés physico-chimiques des PFAS. L’ITRC considère que les données physiques et chimiques fiables sont rares (en particulier pour les pressions de vapeur saturante et les constantes de Henry). Certaines données viennent de valeurs modélisées et non mesurées. A part quelques exceptions (K_{oc} , facteur de bioaccumulation et facteur d’accumulation biote-sédiment), la plupart des paramètres physico-chimiques ont été établis pour les formes acides des PFAA, qui ne sont pas présentes dans l’environnement (à moins que le pH ne soit inférieur à 3, ce qui est peu fréquent) cf. Tableau 14.

Les propriétés physico-chimiques changent en fonction des PFAS mais de manière non linéaire avec le nombre d’atomes de carbone présents (Concawe, 2017), ces propriétés variant en fonction des structures des PFAS. En effet, quand le nombre d’atomes de carbone change, la géométrie de la molécule change (Wang et al, 2011) : par exemple si un PFAS contient 8 carbones il a une structure linéaire, si le nombre de carbone augmente il peut prendre une forme d’hélicoïdale.

Properties								Environmentally Relevant?
PFAA State	CAS No.	S_w	P°	K_h	K_{ow}	K_{oc}	BCF and/or BAF	
Acid	Y	Y	Y	E	E	E	N	No
Cation:								No
NH_4^+	Y	Y	N	N	N	N	N	
Li^+	Y	Y	N	N	N	N	N	
Na^+	Y	Y	N	N	N	N	N	
Anion	M	N	N	N	N	Y	Y	Yes

S_w = solubility in water

P° = vapor pressure

K_h = Henry’s Law Constant

K_{ow} = octanol/water partition coefficient

K_{oc} = organic carbon partition coefficient

BAF = bioaccumulation factor

BCF = bioconcentration factor

Y = data available

N = no data available

M = data may be available for some

E = data estimated, not directly measured

Tableau 14 – Formes de PFAS pour lesquelles les propriétés physicochimiques sont disponibles (ITRC, 2018a)

Les propriétés physico-chimiques des PFAS compilées par Concawe (2017) et ITRC (2018) sont présentées en Annexe 3.

3.1.1. Propriétés physiques

De nombreux PFAS sont solides à température ambiante, sous forme de poudre blanche ou de cire. Certains PFAS sont sous forme liquide (comme les télomères 6:2 FTOH). Les points d'ébullition des PFAS sont en général élevés. Par exemple le point d'ébullition pour le PFOA est de 192°C, celui du PFOS est de plus de 400°C. Comme précisé ci-dessus, une attention particulière doit être portée sur l'état pour lequel les données physiques existent. Les points de fusion et d'ébullition sont plus bas pour les composés à chaîne courte. On note que pour quelques PFAS, comme le 8:2 FTOH, même s'il est présent à l'état solide, il peut aussi se sublimer (c'est à dire se volatiliser d'une phase liquide).

La pression de vapeur saturante est très faible pour les PFAS, d'où leur faible propension à se retrouver sous forme gazeuse. Seules les télomères FTOH ont des pressions de vapeurs saturantes relativement élevées, ils peuvent donc dans certains cas se volatiliser.

3.1.2. Propriétés chimiques

La connaissance de propriétés chimiques des PFAS est indispensable à la compréhension de leur comportement dans l'environnement. La liaison fluor-carbone joue un rôle majeur dans les caractéristiques des PFAS. Les caractéristiques du fluor (forte électronégativité, faible polarisation et petite taille) résultent en des propriétés telles que : la stabilité thermique, la stabilité chimique (faible réactivité), une forte acidité (pKa faible) et des propriétés de surfactants (à la fois hydrophobe et lipophile).

Les caractéristiques à la fois hydrophobe et hydrophile des PFAS font qu'ils sont d'excellents surfactants. Ces produits sont résistants à l'eau, mais aussi aux huiles, aux graisses, aux composés non polaires et à la poussière. Leur activité de surface est supérieure aux autres surfactants.

De nombreux PFAS sont des acides forts. A des pH compris entre 6 et 8, ils sont sous forme anionique et sont très solubles dans l'eau (alors que leur forme acide équivalente est très peu soluble). La stabilité thermique et chimique des PFAA est telles que les formes acides ne sont dégradables thermiquement qu'à partir de 400°C (pour certains au-dessus de 1000°C). La dégradation des formes anioniques dépend du cation associé : par exemple 20% du PFOA est dégradable à 298°C s'il est accompagné de sodium, et 20% à 341°C s'il est associé au lithium.

3.2. COMPORTEMENT ENVIRONNEMENTAL ET TRANSPORT

Trois aspects du comportement environnemental sont décrits ci-dessous : la répartition des PFAS dans les différents compartiments environnementaux ; le transport des PFAS dans l'environnement ; et la transformation des PFAS.

En ce qui concerne le comportement environnemental, les PFAS peuvent être séparés en deux familles :

- Les acides perfluorosulphoniques et perfluorocarboxyliques (PFSA et PFCA) pour lesquels les analyses environnementales standardisées sont disponibles commercialement. Pour ces composés de nombreuses données environnementales sont disponibles ;
- Les autres PFAS, incluant les précurseurs des PFSA et PFCA, pour lesquels très peu de données environnementales sont disponibles dû à des difficultés analytiques.

Les acides perfluorosulphoniques et perfluorocarboxyliques (PFAS et PFCAS) sont largement présents dans l’environnement à cause de leur grande solubilité dans l’eau, leur faible / moyenne sorption sur les sols et sédiments et leur résistance à la dégradation chimique ou biologique. Dans la gamme de pH couramment observée dans l’environnement (pH 5 à 9), les PFSA et PFCA sont présents sous forme anionique, ce qui réduit leur sorption sur le sol ou les sédiments qui sont généralement chargés négativement. Leur facteur de retard dans l’eau souterraine augmente avec la longueur de la chaîne du composé et de la quantité de matière organique présente dans le sol. Les composés perfluorosulphoniques ont plus tendance à être adsorbés sur la matrice solide que les composés perfluorocarboxyliques à nombre de carbone identique.

La présence d’autres contaminants est susceptible d’altérer la mobilité des PFAS. L’impact d’autres contaminants sur la mobilité des PFAS dépend de leur longueur de chaîne, des concentrations en PFAS et des caractéristiques des autres contaminants.

Le comportement environnemental des autres familles de PFAS n’est pas très bien compris. Il est fortement probable que les précurseurs se comportent différemment et notamment migrent différemment. Par exemple les formes cationiques et zwitterioniques des précurseurs peuvent induire leur fixation aux argiles par échange ionique.

Les PFOS et PFOA ne semblent pas se dégrader facilement dans les conditions environnementales standards. Très peu de dégradation par photolyse est attendue pour ces deux composés.

3.2.1. Répartition des PFAS dans les différents compartiments environnementaux

De multiples mécanismes affectent la répartition des PFAS dans les compartiments environnementaux : les caractéristiques hydrophobes et hydrophiles, les interactions électrostatiques et les comportements d’interface. La Figure 7 reprend les caractéristiques physico-chimiques et leur rôle dans la répartition entre les différents milieux.

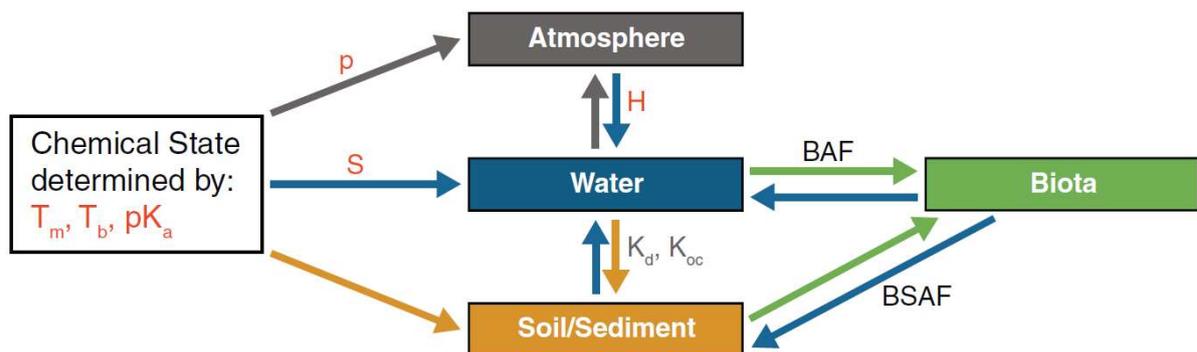


Figure 6-1. The role of key physical and chemical properties (shown in red) in influencing environmental compound behavior. Other key distribution coefficients (for example, K_d , K_{oc} shown in grey) are addressed in the *Environmental Fate and Transport Fact Sheet*. T_m = melting point; T_b = boiling point; pK_a = acid dissociation constant; p = vapor pressure; S = solubility; H = dimensionless Henry’s law constant; K_d = soil and sediment partitioning coefficient; K_{oc} = organic carbon partitioning coefficient; BAF = bioaccumulation factor; and $BSAF$ = biota-sediment accumulation factor.

Figure 7 – Rôle des différents paramètres physico-chimiques dans l’évaluation de la répartition des PFAS dans les différents milieux (ITRC, 2018)

Les PFSA sont plus fortement adsorbés que les PFCA. Les acides d'alkyls perfluorés (PFAA) à chaîne longue sont plus facilement sorbés sur la matrice solide que leur homologue à chaîne courte.

De manière générale, les PFAA sont :

- Relativement mobiles dans les eaux souterraines mais ont une tendance à s'associer avec la fraction de carbone organique du sol et des sédiments ;
- Moins volatils que beaucoup d'autres contaminants des eaux souterraines ;
- Parfois transportés par voies aériennes.

3.2.2. Transport

Le transport dans les eaux souterraines est fortement contrôlé par les phénomènes de sorption sur les sols et les sédiments. Deux phénomènes de sorption ont lieu :

- une sorption hydrophobique des PFAS sur le carbone organique ;
- une sorption sur les surfaces minérales chargées.

L'estimation de la sorption des PFAS est complexe car il y a une grande variabilité des valeurs de K_{oc} et K_d dans la littérature. Il est donc préférable d'estimer la sorption à l'aide de valeurs spécifiques au site (Cousins, 2019). La difficulté de mesurer les différentes formes (anioniques, zwitterioniques et cationiques) des précurseurs (par manque de standards) rend encore plus difficile l'évaluation du transport dans le sol et le sous-sol. Une partie significative des mousses AFFF utilisées historiquement sur site peut être encore présente dans la zone non saturée.

En fortes concentrations, les PFAA peuvent former des micelles, qui peuvent réduire ou diminuer l'adsorption sur le carbone organique ou les minéraux.

D'autres processus majeurs influencent le transport tel que l'advection, la dispersion, la diffusion, la déposition atmosphérique et la percolation. Le transport atmosphérique et le dépôt atmosphérique subséquent peuvent conduire à des concentrations mesurables en PFAS loin de leur point source. La lixiviation des PFAs dans les sols non saturés pendant les précipitations et/ou l'irrigation est spécifique au site et dépend des qualités des milieux et des propriétés des PFAS.

Pancras (2018) schématise le transport des PFAS selon le type de PFAS (cationique, zwitterionique, anionique), la transformation des précurseurs et les caractéristiques redox du milieu (cf. Figure 8).

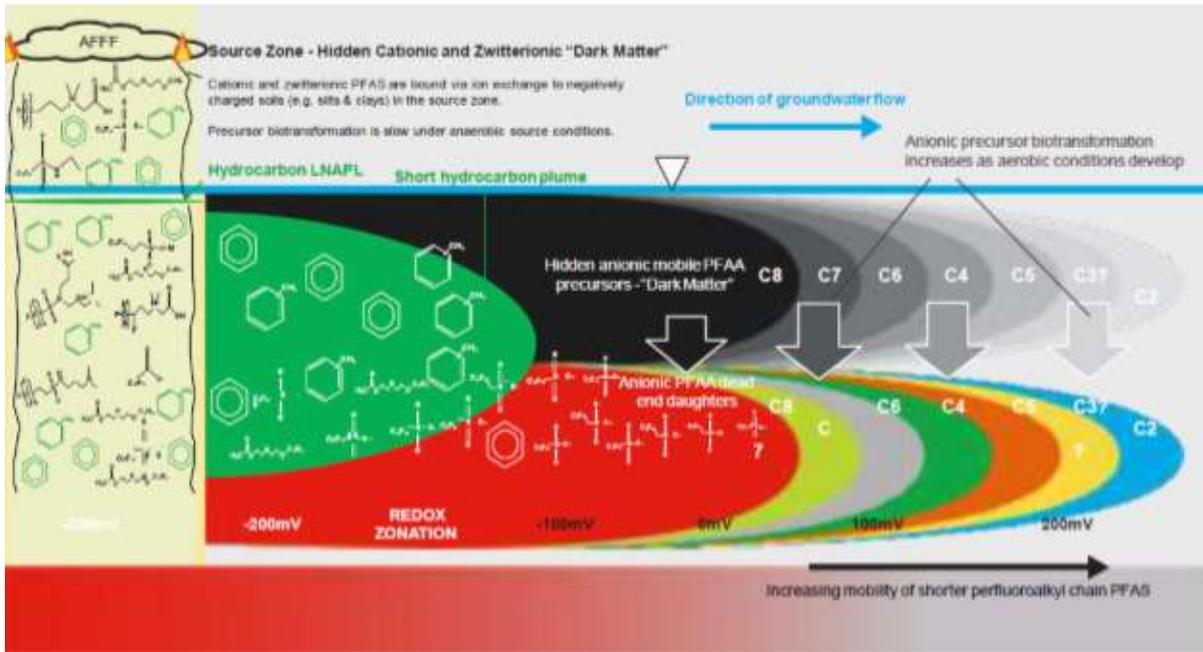


Figure 8 – Transport des PFAS dans le sol et en nappe (Pancras, 2018)

Certains auteurs (Newell, 2019) ont comparé l’impact potentiel sur les eaux souterraines des PFAS avec celui d’autres substances telles que le benzène et le TCE. L’impact potentiel sur les eaux souterraines étant définie comme le produit entre la charge émettrice de la substance (production sur un intervalle de temps défini) et son atténuation dans le milieu (longueur du panache non remédié) divisé par un facteur de risque (valeur de réhabilitation). Sur la base de ces hypothèses l’impact potentiel sur les eaux souterraines pour les PFAS a été évalué du même ordre de grandeur que le TCE et supérieur au benzène (cf. Figure 9).

	Prevalence Proxy: Production Over Key Time Interval (tonnes)	Attenuation Proxy: Potential Unremediated Plume Length (feet)	Risk Proxy: Preliminary Remediation Goals (ug/L)	Potential Groundwater Impact ($\div 10^9$)
Benzene	1.9E+08	130	5	5.0
TCE	3.5E+07	1000	5.0	7.1
PFAS	2.8E+04	18,500 (?) (Based on tritium plume)	0.07	7.3

Figure 9 – Estimation de l’impact potentiel sur les eaux souterraines - PFAS, Benzène et TCE (Newell, 2019)

3.2.3. Transformation des PFAS

Les PFAS précurseurs peuvent se transformer en composés PFAA par des processus biotiques et abiotiques. Les taux de transformation sont très variables et spécifiques au site. Les PFAA ne sont pas connus pour se dégrader et se transformer dans des conditions environnementales standards.

a) *Transformation biotique des PFAS*

Les PFCA et PFSA sont généralement considérés comme récalcitrants à la biodégradation via des micro-organismes présents naturellement dans l'eau ou le sol. Des études de biodégradation des PFOA et PFOS (utilisant des boues activées) montrent que le PFOA et le PFOS ne se dégradent pas sous des conditions aérobiques. Sous des conditions anaérobiques, une diminution des PFOS et PFOA a été observée, mais la formation de métabolites ou le fluor n'ont pas été observés. A ce jour, il n'existe pas de données démontrant une dégradation importante et/ou complète sous des conditions environnementales classiques.

En ce qui concerne la dégradation biotique des précurseurs, la littérature indique que :

- De nombreux processus de biotransformations aérobiques existent avec une cinétique rapide ;
- Tous les précurseurs polyfluorés ont le potentiel de se biotransformer aérobiquement en PFAA ;
- La biotransformation aérobique de précurseurs conduit à la formation de PFSA (incluant le PFOS) et de PFCA (incluant le PFOA).

Un nombre limité d'études existent sur la dégradation anaérobique des PFAS. Les FTOH se biotransforment anaérobiquement, pour donner des formes stables des acides polyfluorés plutôt que des PFCA et PFSA.

b) *Transformation abiotique des PFAS*

Les transformations abiotiques incluent l'hydrolyse, la photolyse et l'oxydation. L'hydrolyse de certains précurseurs, suivie d'une biotransformation, peut conduire à la production de PFSA. D'autres réactions d'hydrolyse peuvent conduire à la formation de PFCA. Ces réactions sont cependant considérées comme étant plutôt lentes. La photolyse directe des PFAS n'a pas été observée. Cependant la photolyse indirecte de certains précurseurs, peut avoir lieu dans l'atmosphère et conduire à un dépôt atmosphérique de PFCA (Armitage et al., 2009 ; Yarwood et al., 2007).

L'oxydation des sulfonamides perfluoroalcanes (FASA) dans l'atmosphère peut conduire à la formation de PFCA. L'oxydation par des radicaux hydroxyl peut aussi avoir lieu dans l'eau.

3.3. TOXICITE (ECOLOGIQUE ET SANITAIRE)

3.3.1. Voies d'exposition et effets

De nombreuses données toxicologiques existent pour le PFOS, PFOA et le PFHxS. Beaucoup moins de données toxicologiques existent sur les autres PFAS.

L'exposition aux PFAS se fait principalement par ingestion d'eau ou de nourriture contaminée. Ces composés ne sont pas métabolisés, ils se lient aux protéines (pas aux graisses) et sont principalement mesurés dans le sang, le foie et les reins. L'élimination des PFOS, PFHxS et

PFOA du corps humain prend plusieurs années, alors que l’élimination des PFAS à chaîne courte prend quelques jours. La demi-vie des PFOS et PFOA chez les rongeurs est de plusieurs mois.

Comme les PFAS peuvent se retrouver dans l’air ou la poussière, l’inhalation de l’air, l’ingestion de poussière ou le contact dermique avec des poussières ou des aérosols de PFAS peuvent aussi constituer une voie d’exposition. Les données disponibles sur ces voies d’exposition sont nettement moins nombreuses que celles disponibles pour les voies d’exposition telles que l’ingestion d’eau ou d’aliment contaminés. Quelques données sont disponibles sur l’exposition dermale via les objets traités par des PFAS ou l’inhalation d’air intérieur (Stahl et al, 2011). Cependant l’importance de ces voies d’exposition reste incertaine. L’Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2009) conclue que les tapis contenant du PFAS peuvent être une source d’exposition pour les enfants. Oliaei (2013) résume les voies d’exposition dans la Figure 10.

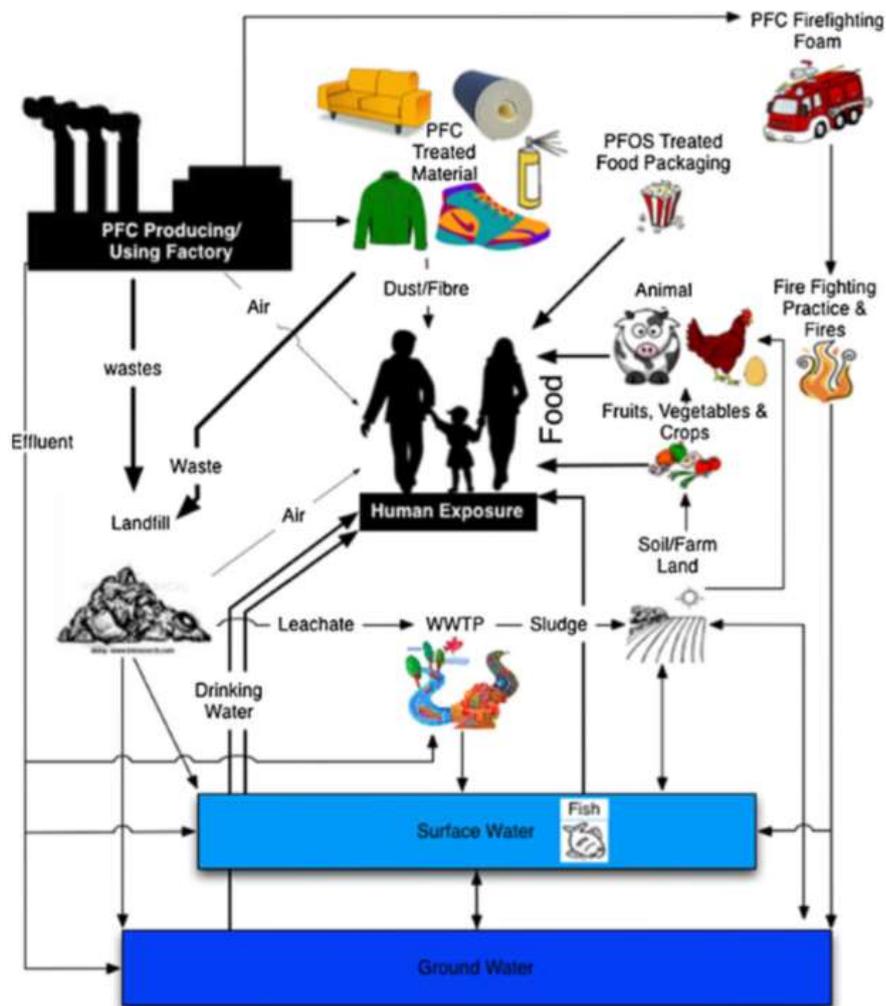


Figure 10 – Emission des PFAS dans la technosphère et voies d’exposition (adapté de Oliaei, 2013)

Il existe de nombreuses données sur les risques chroniques d’une exposition aux PFOS et PFOA pour les fonctions reproductives et / ou de développement pour les hommes ou les animaux. Cependant, les résultats des études épidémiologiques ne donnent pas toujours les mêmes conclusions. Les études sur les animaux montrent principalement les effets du PFOS et du PFOA

sur le foie, les fonctions gastro-intestinales et les hormones de la thyroïde. En général, le PFOS est plus toxique que le PFOA.

3.3.2. Bioaccumulation

Selon REACH, une substance est dite bioaccumulable si son facteur de bio-concentration dans les espèces aquatiques est supérieure à 2000L/kg (Commission Regulation (EU) No 253/2011). La bioaccumulation des PFAS diffère selon qu'elle concerne des organismes aquatiques ou terrestres. Les études sur les PFAA montrent plutôt une tendance à la bioaccumulation dans les organismes terrestres, alors que les données pour les organismes aquatiques ne permettent pas franchement de statuer sur une bioaccumulation.

Les données permettent de montrer que le PFOS est bioaccumulable (avec un facteur de bioaccumulation compris entre 830 et 26000 L/kg et donc supérieur à 2000 L/kg). En général, pour le PFOS le taux de bioaccumulation est plus élevé dans le milieu marin que dans le milieu sol.

Pour le PFOA, les données disponibles sont beaucoup moins nombreuses et montrent que le facteur d'accumulation est compris entre 1 et 266 L/Kg, ce qui est en dessous du seuil défini par REACH. Cependant, à cause de son temps de demi-vie important le PFOA a aussi été considéré comme bioaccumulable par REACH.

Pour les animaux, Conder (2008) conclut que la bioconcentration et bioaccumulation des composés perfluorés acides (PFAA) augmentent avec la longueur de la chaîne carbonée. Les PFSA sont plus bioaccumulables que les PFCA (à longueur de chaîne carbonée identique). La tendance est inverse pour les végétaux (Conder, 2019). Conder (2019) montre que faire une évaluation des risques basée l'ingestion d'eau potable n'est pas une approche protectrice de l'ensemble des risques à prendre en compte. L'exposition à la faune et à la flore par ingestion conduit à un niveau de risque plus élevé. Les sédiments de rivière sont des sources d'exposition importante et à prendre en compte pour la faune aquatique. Conder (2019) considère que dans les années à venir : 1) l'évaluation et la gestion des risques sera principalement réalisée à partir des données PFOS et PFOA ; 2) les eaux potables ne seront pas le principal moteur d'évaluation du risque, mais d'autres récepteurs seront aussi pris en compte ; 3) l'importance de considérer le caractère multi-source des PFAS (ne pas considérer uniquement les aéroports et les sites militaires).

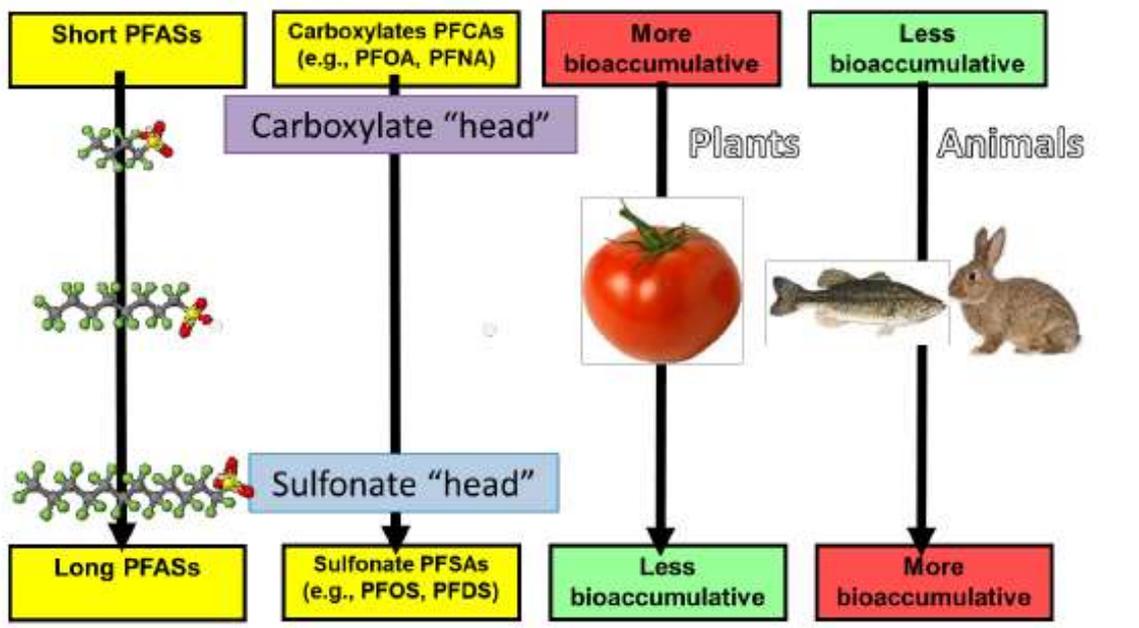


Figure 11 – Bio-acumulation des PFAAs selon la longueur de chaîne et le type d’acide (sulfonique ou carboxylique) (Conder, 2019)

3.3.3. Valeurs toxicologiques de référence

En 2008, l’Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a proposé les valeurs toxicologiques de référence (VTR) (Dose journalière) suivantes : 150 ng/kg p.c. (poids corporel)/jour pour le PFOS et 1500 ng/kg p.c./jour pour le PFOA. Début 2019, l’EFSA (<https://chemsec.org/scientists-just-cut-the-tolerable-intake-of-pfas-by-999/>) a fait de nouvelles propositions de valeurs de référence pour les PFOS et les PFOA nettement inférieures à celles faites en 2008 : PFOS = 13ng/kg p.c./semaine (1,85ng/kg p.c./jour) et PFOA = 6ng/kg p.c./semaine (0,85ng/kg p.c./jour).

En 2014, en prenant en compte des données plus récentes, l’US EPA a dérivé des valeurs de 30 ng/kg p.c./jour pour les PFOS et 20 ng/kg p.c./jour pour les PFOA.

Les VTR sont donc très fluctuantes selon les pays et les dates de parution (cf. illustration pour le PFAS et PFOA en Figure 12).

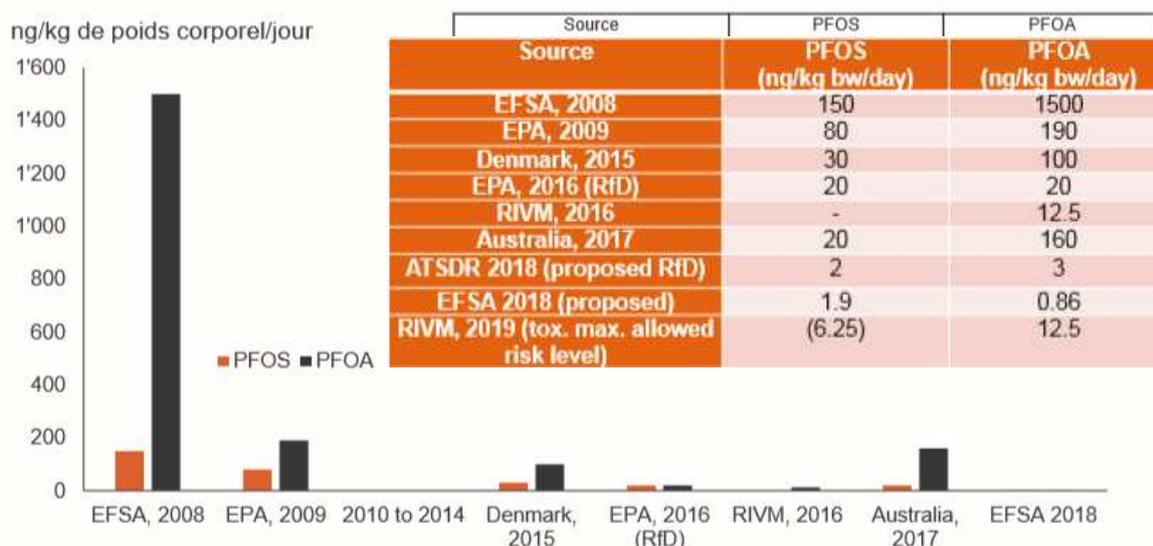


Figure 12 – Evolution des VTR pour le PFOS et PFOA (Kierg, 2019)

Au Pays Bas, l’Institut national néerlandais pour la santé publique et l’environnement (RIVM) (Zeilmaker et al, 2018) a défini des facteurs d’équivalence (cf. Figure 13) par rapport à la toxicité du PFOA et basés sur la toxicité relative sur le foie. On note que des PFAS étudiés, ceux qui ont le plus grand facteur d’équivalence (c’est-à-dire les plus toxiques) sont dans l’ordre : le PFNA > le PFUnA > le PFDaA > le PFOS > le PFOA. Ces facteurs d’équivalence peuvent être utilisés pour convertir des concentrations dans les sols ou les eaux en « concentrations équivalentes PFOA » et ainsi pouvoir évaluer l’exposition d’un mélange de PFAS en concentration équivalente en PFOA.

Table 4.1 RPFs for 12 PFASs based on semi-chronic liver toxicity in male rats. Endpoint: relative liver weight.

Congener	RPF
Perfluorobutanesulfonate (PFBS, C4)	0.001
Perfluorohexanesulfonate (PFHxS, C6)	0.6
Perfluorooctanesulfonate (PFOS, C8)	2
Perfluorobutanoic acid (PFBA, C4)	0.05
Perfluoropentanoic acid (PFHxA, C6)	0.01
Perfluorooctanoic acid (PFOA, C8)	1
Perfluorononoic acid (PFNA, C9)	10
Perfluoroundecanoic acid (PFUnDA, C11)	4
Perfluorododecanoic acid (PFDODA, C12)	3
Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA, C14)	0.3
Perfluorohexadecanoic acid (PFHxDA, C16)	0.02
Perfluorooctadecanoic acid (PFODA, C18)	0.02

- Based on relative liver toxicity

$$RPF_i = \frac{BMD_{PFOA}}{BMD_i}$$

Zeilmaker et al., 2018, RIVM report 2018-0070

Figure 13 – Facteur d’équivalence relative (RPF) de 12 PFAS par rapport au PFOA – toxicity semi-chronique du PFOA sur le foie de rat (Zeilmaker et al., 2018)

Les effets cancérogènes (sans seuil) ont été étudiés chez les animaux et les hommes pour les PFOS et PFOA. Plusieurs autorités (ASTDR, US EPA, IARC⁶) ne classent pas le PFOS et le PFOA comme des composés cancérogènes avérés, mais plutôt comme des composés

6 International Agency for Research on Cancer

cancérogènes « suggérés » ou des composés « potentiellement » cancérogènes pour les hommes à cause des incertitudes existant sur les données.

Le PFOS a été classé comme ayant une toxicité aiguë et légèrement chronique modérée pour les organismes aquatiques. Les EQS définies par la Commission Européenne pour les eaux de surface, douces et salines, sont basées sur la plus petite dose sans effet observable (NOEC) (NOEC < 2,3 µg/L pour le *chironomus tentans*, qui est une espèce 40 fois plus sensible que les autres espèces les plus sensibles) afin de protéger les espèces les plus vulnérables.

Le caractère ubiquitaire des PFAS et leur persistance et bioaccumulation fait qu’ils sont retrouvés y compris dans la faune sauvage telle que les phoques, les morses, les dauphines, les aigles, les ours polaires vivant loin de sources potentielles. Les concentrations mesurées chez les ours polaires en PFOA sont d’environ 13 µg/kg p.c.. Certaines de ces concentrations augmentent de 2,3% par an. Aucune VTR n’a été dérivée à partir de ces valeurs mesurées dans les tissus.

En ce qui concerne d’autres PFAS (PFAS à chaîne longue, PFAS à chaîne plus courte (produits de remplacement des PFOS et PFOA) et fluorotélomères), les données sont moins nombreuses et moins consistantes que pour les PFOS et PFOA.

- Pour les PFAS à chaîne courte (DEPA, 2015), la toxicologie est principalement étudiée pour le PFHxS, qui semble avoir des propriétés identiques au PFOS. Pour les autres PFAS à chaîne courte la toxicité semble être plus faible, mais des mesures dans le cerveau humain montre une bioaccumulation plus forte qu’anticipée de certaines de ces substances. Il est donc difficile de conclure ;
- Pour les PFAS à chaîne longue, le temps de demi-vie est long et la bioaccumulation importante ;
- Pour les fluorotélomères, le temps de demi-vie est court (quelques heures), cependant ces molécules se métabolisent en PFOA et PFAS à chaîne courte dans l’organisme.

Un guide de bonne pratique a été publié par Conder (2019b) afin d’évaluer les risques écotoxicologiques des espèces en danger associés à la présence de PFAS issus des mousses d’extinction incendie.

3.4. COMPORTEMENT DANS L’ENVIRONNEMENT / SCHEMA CONCEPTUEL

On retrouve les PFAS dans les eaux souterraines, principalement en raison de la contamination des sols par les mousses anti-incendie, contenant du PFOA et du PFOS ainsi que quelques autres substances perfluorées. Cependant, ils peuvent aussi être d’origine industrielle (via une émission ponctuelle dans l’environnement ou une gestion environnementale inefficace) ou provenir de produits contenant un matériau hydrofuge ou oléofuge tels que les casseroles à revêtement Teflon, le papier antigraisse, les grils à pizza ou les équipements de sports de plein air imperméables et antisalissure. Les différentes sources de PFAS (industries, produits anti-incendie, déchets et eaux usées, produits de consommation) sont décrites ci-dessous, ainsi que leur schéma conceptuel Source-Transfert-Cible.

3.4.1. Sources d’origine industrielle

Les deux sources d’émissions principales de PFAS d’origine industrielle sont les industries de production des PFAS et les industries utilisant les PFAS comme matières premières dans leurs procédés de fabrication. L’IRTC (2018b) liste les types d’industries utilisant les PFAS dans leur procédé : l’industrie du textile et du cuir ; l’industrie du papier ; la métallisation et la gravure, ; la fabrication de câbles ; les industries des surfactants, des résines, des plastiques et des

moulages ; les industries de la photolithographie et des semi-conducteurs ; les fabricants de produits anti-incendie (cf. Tableau 15).

Sector	Example Uses	References
Textiles & Leather	Factory- or consumer-applied coating to repel water, oil, and stains. Applications include protective clothing and outerwear, umbrellas, tents, sails, architectural materials, carpets, and upholstery.	Rao and Baker 1994; Hekster, Laane, and de Voogt 2003; Brooke, Footitt, and Nwaogu 2004; Poulsen et al. 2005; Prevedouros et al. 2006; Walters and Santillo 2006; Trudel et al. 2008; Guo et al. 2009; USEPA 2009a; Ahrens 2011; Buck et al. 2011; UNEP 2011; Herzke, Olsson, and Posner 2012; Patagonia 2015; Kotthoff et al. 2015; ATSDR 2015
Paper Products	Surface coatings to repel grease and moisture. Uses include non-food paper packaging (for example, cardboard, carbonless forms, masking papers) and food-contact materials (for example, pizza boxes, fast food wrappers, microwave popcorn bags, baking papers, pet food bags).	Rao and Baker 1994; Kissa 2001; Hekster, Laane, and de Voogt 2003; Poulsen et al. 2005; Trudel et al. 2008; Buck et al. 2011; UNEP 2011; Kotthoff et al. 2015; Schaider et al. 2017
Metal Plating & Etching	Corrosion prevention, mechanical wear reduction, aesthetic enhancement, surfactant, wetting agent/fume suppressant for chrome, copper, nickel and tin electroplating, and post-plating cleaner.	USEPA 1996; USEPA 1998; Kissa 2001; Prevedouros et al. 2006; USEPA 2009b; UNEP 2011; OSHA 2013; KEMI 2015; Danish EPA 2015
Wire Manufacturing	Coating and insulation.	Kissa 2001; van der Putte et al. 2010; ASTSWMO 2015
Industrial Surfactants, Resins, Molds, Plastics	Manufacture of plastics and fluoropolymers, rubber, and compression mold release coatings; plumbing fluxing agents; fluoroplastic coatings, composite resins, and flame retardant for polycarbonate.	Kissa 2001; Renner 2001; Poulsen et al. 2005; Fricke and Lahl 2005; Prevedouros et al. 2006; Skutlarek, Exner, and Farber 2006; van der Putte et al. 2010; Buck et al. 2011; Herzke, Olsson, and Posner 2012; Kotthoff et al. 2015; Miteni 2016; Chemours 2017
Photolithography, Semiconductor Industry	Photoresists, top anti-reflective coatings, bottom anti-reflective coatings, and etchants, with other uses including surfactants, wetting agents, and photo-acid generation.	SIA 2008; Choi et al. 2005; Rolland et al. 2004; Brooke, Footitt, and Nwaogu 2004; van der Putte et al. 2010; UNEP 2011; Herzke, Olsson, and Posner 2012

Tableau 15 – Sources majeures d’émissions de PFAS - Industries utilisant des PFAS dans leurs procédés (ITRC, 2018b)

A cause de leur solubilité et leur persistance, les mécanismes d’émissions environnementales des PFAS au droit des sites industriels produisant ou employant des PFAS incluent les émissions et dispersions atmosphériques, le déversement accidentel, la fuite et les émissions via les déchets solides et liquides (eaux usées). Les impacts peuvent être visibles sur tous les compartiments environnementaux : air, sol, eau de surface, eaux pluviales et eaux souterraines (cf. Figure 14).

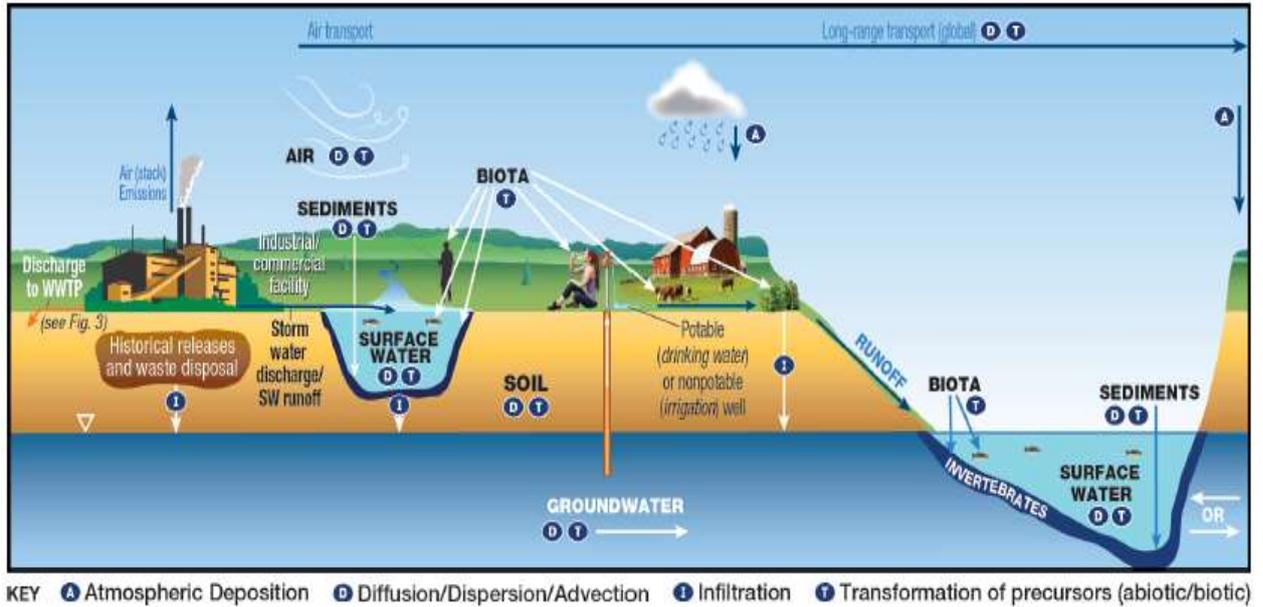


Figure 14 – Modèle conceptuel pour les sites industriels utilisant ou produisant des PFAS (ITRC, 2018d)

3.4.2. Utilisateurs de mousse extinctrices contenant des PFAS

Les mousses anti-incendie contenant des PFAS (dont le PFOS) ont été utilisées à partir des années 1960 - 1970. Depuis la réduction, puis l’interdiction de produire du PFOS en 2001, les mousses incendie sont faites à base de fluorosurfactants utilisant des fluorotélomères.

Les mousses anti-incendie contenant du PFAS ont été stockées et utilisées pour l’extinction des incendies, pour les entraînements à la lutte anti-incendie ou à la suppression de vapeurs inflammables dans de nombreuses bases militaires, aéroports, raffineries et industries chimiques. Ces sites sont donc des sources potentielles d’émission des PFAS.

Concawe (2016) a représenté les concentrations de PFAS présentes dans les eaux souterraines pour deux sites distincts (cf. Figure 15). La signature en PFAS sur chacun de ces deux sites est très différente, confirmant que les mélanges de produits anti-incendie ont une composition très variable.

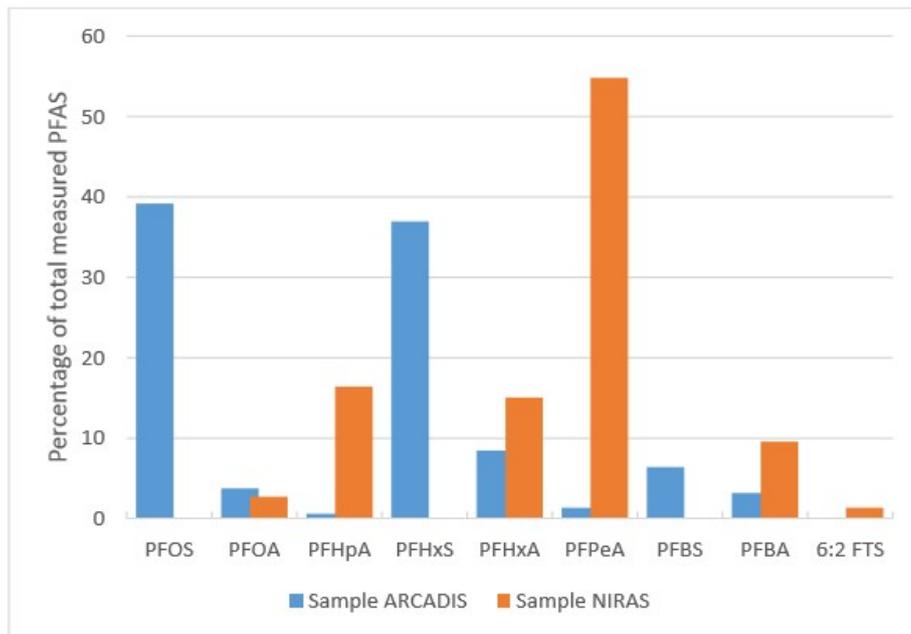


Figure 15 – Concentrations en PFAS dans les eaux souterraines ($\mu\text{g/L}$) au droit de deux sites ayant stockés ou utilisés des mousses extinctrices (Concawe, 2016)

Les PFAS contenus dans les mousses anti-incendie sont émis dans l’environnement à partir d’une variété de pratiques et de mécanismes :

- Perte de petits volumes de mousse lors du stockage, transport et calibration des équipements ;
- Perte de volumes modérés de mousse lors de tests des appareillages ;
- Occasionnellement, perte de gros volumes de mousse dû à la lutte incendie ;
- Périodiquement, perte de gros volumes de mousse dû à des exercices d’entraînement de lutte incendie ;
- Fuite de mousses des tuyaux entre zone de stockage et de pompage.

Les mousses sont mélangées avec de l’eau et de l’air lors de leur utilisation (cf. Figure 16). Des milliers de litres peuvent être utilisés lors d’un événement, ce qui favorise l’infiltration en nappe ou les ruissellements vers les eaux de surface ou les réseaux d’eaux usées.

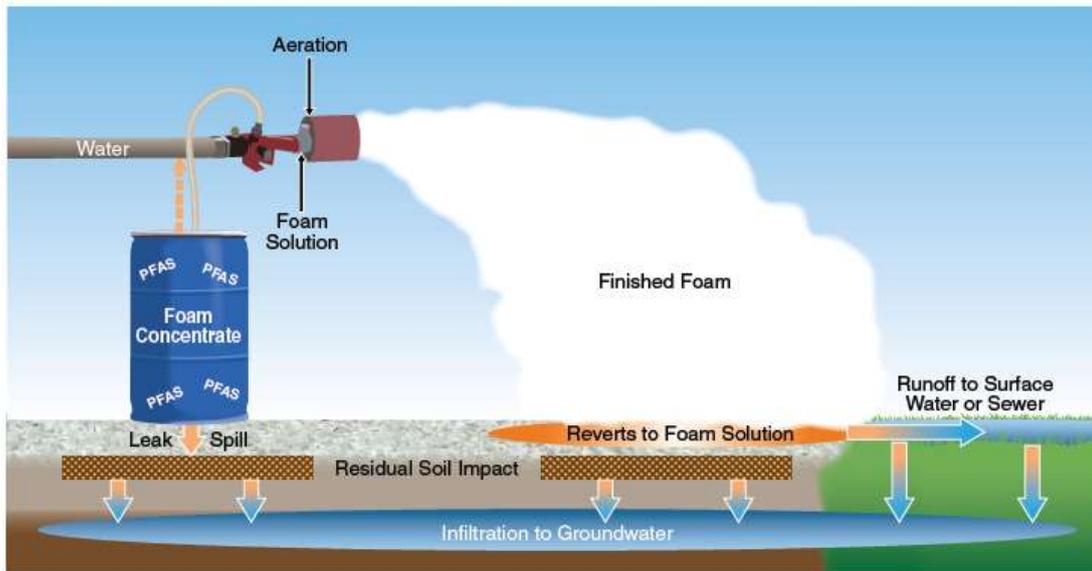


Figure 16 – Emissions de mousses extinctrices lors d’un évènement de lutte incendie (ITRC, 2018b)

Une fois appliquées sur le sol, les mousses se transforment en une solution qui migre dans le sol et le sous-sol. Les PFAS présents dans les mousses peuvent alors se retrouver dans les différents milieux environnementaux : les sols, les eaux souterraines et les eaux de surface (cf. Figure 17).

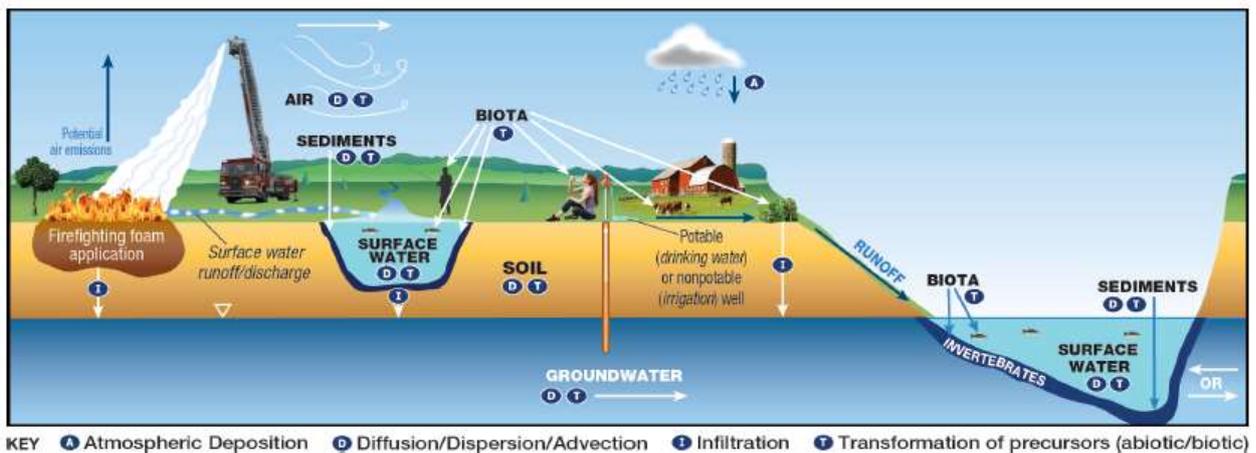


Figure 17 – Schéma conceptuel pour les aires d’entraînement anti-incendie ou les incendies (ITRC, 2018d)

Selon l’ITRC (2018d), les sites impactés par les mousses anti-incendie contiennent aussi des hydrocarbures, reste de carburants non consommés pour les sites type raffineries ou dépôts d’hydrocarbures. Les panaches de PFAS et d’hydrocarbures migrent dans la même direction mais avec des longueurs de panaches bien distincts. La présence de co-contaminants en particuliers les hydrocarbures flottants (LNAPL) peut affecter le transport des PFAS. De plus, les techniques de traitement tel que l’oxydation in-situ peut modifier la composition et le comportement des PFAS (McKenzie, 2015). Enfin, les changements de géochimie et redox du sol et de l’eau, peuvent favoriser la transformation de précurseurs en PFAA (McKenzie, 2016).

3.4.3. Installations de stockage des déchets

Les installations de stockage de déchets sont des sources de PFAS car elles sont souvent la destination finale des déchets industriels (industries productrices et utilisatrices de PFAS), des boues de traitement des eaux, des terres excavées lors de réhabilitation de sites, mais aussi le réceptacle des biens de consommation traités avec les PFAS pour les rendre résistants à l’eau, à l’huile ou antiadhésif. La période de production des PFAS s’étendant sur plusieurs décennies, les produits mis en décharge depuis les années 1950 sont de potentielles sources de PFAS pour l’environnement.

La propension des PFAS à impacter l’environnement dépend de la nature de la décharge (avec ou sans géomembrane ; avec ou sans couverture). Les PFAS présents dans les déchets ont tendance à se répandre lentement mais longtemps (décennies) dans les milieux environnementaux (les transferts liquides, solides et par voie aérienne sont envisageables). Ce sont les réactions biologiques qui contrôlent les émissions des PFAS (dans ce système anaérobie). Les lixiviats sont plus concentrés mais considérés comme une source mineure due au faible flux impliqué (comparé au flux des Stations d’E.Puration des eaux usées (STEP)). Les sources majeures sont les installations de stockage acceptant les déchets industriels.

Les PFAS avec des chaînes carbonées de moins de 8 carbones sont les composés qui sont retrouvés en plus grande quantité dans les lixiviats (ces PFAS sont moins hydrophobes que les chaînes plus longues). Par exemple, l’acide carboxylique du 5 :3 fluorotélomère est souvent un composé retrouvé dans les installations de stockage de déchets (Lang et al. 2017, 2016). Les précurseurs des PFAS peuvent être retrouvés en plus grande quantité dans les lixiviats que les PFAS. Le schéma conceptuel des PFAS à partir des installations de stockage de déchets et des stations d’épuration est présenté en Figure 18.

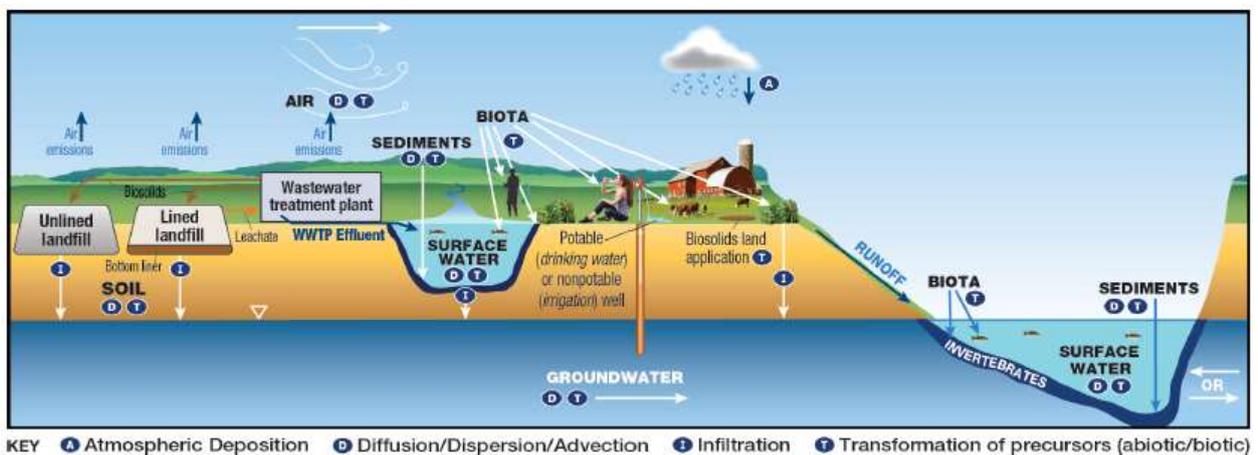


Figure 18 – Schéma conceptuel des PFAS pour les installations de stockage des déchets et Stations de traitement des eaux usées (ITRC, 2018d)

3.4.4. Station de traitement des eaux

Les lixiviats de décharge, les eaux provenant de l’utilisation des mousses anti-incendie, les eaux usées de procédés industriels fabriquant ou utilisant des PFAS sont, en l’absence de traitement sur site, envoyés au moyen du réseau des eaux usées en station de traitement des eaux. Les STEP recueillant en particuliers des effluents industriels sont des sources potentielles de PFAS.

Les méthodes de traitement des eaux usées traditionnelles ne permettent pas de traiter efficacement les PFAS. La succession de traitement primaire (sédimentation et clarification) et secondaire (dégradation aérobie de la matière organique) peuvent notamment promouvoir la transformation de précurseurs en acides d’alkyls perfluorés (PFAA) (Schultz, 2006).

Le PFOA et le PFBS sont souvent détectés dans les stations de traitement des eaux, à des concentrations variant entre quelques centaines à quelques ng/L (Ahrens, 2011). Les effluents des stations d’épurations sont des sources majeures de PFAS pour les cours d’eau qui peuvent être à leur tour utilisés comme des sources d’eau potable.

Certaines études sur les PFAS montrent que les concentrations en PFAS dans l’air ambiant sont 1,5 fois à 15 fois plus importants au niveau des STEP. Les PFAS présents sont les PFAA et les FTOH.

Certains PFAS auraient aussi tendance à s’accumuler dans le partie solide (boue) des STEP. Les PFCA et les PFSA ont été mesurés dans les boues d’épuration, qui peuvent ensuite être utilisées en épandage sur les sols agricoles. Les PFAS peuvent alors impacter le milieu sol, la zone non saturée, les eaux souterraines, les eaux de surface et les aliments cultivés. Il existe des indicateurs qui montrent que les PFAA peuvent entrer dans la chaîne alimentaire à cause d’épandage des boues polluées en PFAS (Lindstrom, 2011 ; Blaine, 2013 ; Navarro, 2017). Des concentrations plus élevées en PFAS dans les eaux souterraines sont observables à proximité de ces étendues agricoles soumises à l’épandage (Washington, 2010).

Les voies de transfert des PFAS à partir des stations de traitement des eaux sont présentées sur la Figure 18 ci-dessus.

3.4.5. Produits de consommation contenant des PFAS

Les produits de consommation contenant des PFAS sont nombreux et largement utilisés. Le risque d’émission de PFAS présents dans ces produits réside principalement dans la dégradation des produits et donc dans les décharges accueillant ces produits et les stations de traitement des eaux.

Une exposition aux PFAS des consommateurs a été démontrée dans les cas suivants : exposition aux PFAS des enfants via la voie d’inhalation dû au dégazage des tapis, moquettes ; la dégradation de certains produits contenant du PFAS peut conduire à une augmentation des PFAS dans la poussière intérieure. Les cires utilisées pour le cirage des skis peuvent provoquer une exposition par inhalation chez les professionnels du domaine.

4. Occurrence dans l'environnement

Comme décrit dans les chapitres précédents, les PFAS peuvent se retrouver dans tous les compartiments environnementaux. Leur occurrence dans l'environnement à l'échelle nationale, européenne et internationale est décrite pour les eaux (eaux de consommation, eaux de surface, eaux souterraines), pour les sols et sédiments et pour les autres milieux dans les sections ci-dessous.

4.1. MILIEUX EAU

En prélude à cette section, il est important de rappeler que les PFAA sous forme anionique, sont stables dans les eaux et ont une tendance modérée à s'adsorber sur les sédiments et le biote. La composition des PFAS dans les eaux peut changer en fonction de la transformation (a)biotique des précurseurs présents.

4.1.1. Occurrence dans les eaux de consommation

a) *En France*

Une campagne nationale a été menée par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) afin de caractériser la qualité des eaux de consommation par rapport à la présence de PFAS (ANSES, 2011). Celle-ci a été menée en deux étapes sur des eaux brutes et des eaux traitées. Une première campagne (été 2009) avait pour objectif de caractériser la présence de ces substances au plan national. Ainsi, un plan d'échantillonnage a été élaboré de façon à répondre à des objectifs de représentativité et notamment celle 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. Au total, 331 échantillons d'eau brute et 110 échantillons d'eau traitée ont été analysés.

La méthode analytique développée a permis de quantifier 3 sulfonates d'alkyls perfluorés (PFOS, PFHxS et PFBS) et 7 carboxylates d'alkyls perfluorés (PFDA, PFNA, PFOA, PFHpA, PFHxA, PFPeA et PFBA) avec une limite de quantification de 4 ng/L.

Les résultats principaux de ces deux campagnes nationales sont résumés ci-après :

- Les trois PFAS les plus fréquemment retrouvés dans les eaux brutes sont le PFOS, le PFHxS et le PFOA ;
- Les trois PFAS les plus fréquemment retrouvés dans les eaux traitées sont le PFOS, le PFHxA et le PFHxS ;
- 25% des échantillons d'eau brute analysés présentaient une teneur en PFAS supérieure à la limite de quantification (4 ng/L) ;
- Dans la grande majorité des cas (plus de 40%), l'obtention d'un cumul quantifié de PFAS est liée à la présence d'un seul PFAS dans l'échantillon ;
- La concentration maximale cumulée en PFAS était de 200 ng/L en eau brute ;
- La concentration maximale cumulée en PFAS était de 156 ng/L en eau traitée ;
- Le composé retrouvé en plus forte concentration dans une eau traitée est le PFHxA (125 ng/L) ;

- Par rapport aux valeurs réglementaires proposées aux Etats-Unis et en Allemagne pour le PFOA et le PFOS, les valeurs maximales retrouvées en eau traitée au cours de cette étude (12 et 22 ng/L respectivement) sont 4 à 30 fois inférieures, suivant la base de comparaison prise ;
- Des variations importantes ont été quelques fois observées au cours des deux campagnes, principalement sur des ressources superficielles.

L’ANSES (2011) a fait des mesures sur des captages en aval de deux sites industriels (raison sociale non communiquée). Cette analyse montre que :

- Les ressources en eau à l’aval de ces installations présentent des teneurs élevées en PFAS, comparativement aux résultats obtenus lors de l’enquête nationale ;
- Une concentration maximale cumulée en PFAS de 290 ng/L a été observée en eau brute ;
- Une concentration maximale cumulée en PFAS de 180 ng/L a été observée en eau traitée ;
- Le composé retrouvé en plus forte concentration dans une eau traitée est le PFHxA (92 ng/L),
- La valeur maximale en PFOS (22 ng/L) détectée au cours de l’enquête nationale n’a pas été dépassée, mais celle en PFOA a atteint 19 ng/L dans une eau traitée,
- Dans un cas de figure, la concentration cumulée en PFC était plus importante dans l’eau traitée que dans l’eau brute. La présence potentielle de précurseurs dans la ressource, qui se décomposeraient en PFCA au sein de la filière de traitement, est une hypothèse explicative.

b) En Europe et à l’international (extrait de ANSES, 2011)

Il existe peu de données sur ces catégories d’eau. Les eaux embouteillées sont généralement exemptes de PFAS. Dans leur étude sur des eaux du robinet de divers pays (Chine, Japon, Inde, Canada et Etats Unis), Mak et al. (2009) ont recherché quinze PFAS. La somme totale de ces PFAS n’a jamais dépassé les 130 ng/L. Les plus fortes teneurs individuelles ont été obtenues pour le PFOA (78 ng/L) et le PFHxS (81 ng/L). En étudiant diverses filières de potabilisation (filtration sur sable + désinfection, filtration sur sable + charbon actif + désinfection, filtration sur sable + charbon actif + ozonation + désinfection), Takagi et al. (2008) ont observé que le taux d’élimination moyen du PFOA et du PFOS était inférieur à 50%. Les charbons actifs offriraient une bonne élimination des PFAS, mais seulement dans les premiers mois d’usage. Toujours dans cette même étude, il a été parfois observé des concentrations plus importantes en eau traitée qu’en eau brute. Ce phénomène serait lié à la dégradation de précurseurs de PFAS au cours du traitement de potabilisation. Schaefer (2006) suggère également que l’efficacité des charbons actifs est limitée pour certains PFAS. Selon Wilhelm et al. (2010), les PFAS à chaîne perfluorée courte (C4 à C7) seraient plus difficiles à éliminer que les autres, même avec une filtration sur charbon actif. Le PFOA serait lui mieux retenu par les charbons actifs (Wilhelm et al., 2008). Il existe quelques études qui ont étudié spécifiquement les capacités du charbon actif (Hansen et al., 2010) ; Yu et al., 2009b ; Ochoa-Herrera and Sierra-Alvarez, 2008). On peut reprocher à certaines de ces études d’avoir travaillé avec des concentrations de l’ordre du mg/L, peu en rapport avec les situations rencontrées sur le terrain (Yu et al., 2009b et Ochoa-Herrera and Sierra-Alvarez, 2008). Hansen et al. (2010) qui ont travaillé avec des teneurs plus en conformité avec les gammes de concentrations rencontrées dans des cas réels ont montré que le charbon actif en grain était moins performant que celui en poudre. Ils ont également mis en évidence que le pourcentage adsorbé diminuait avec la taille de la chaîne perfluorée, les PFAS les plus petits étant les plus mal retenus. La mauvaise rétention du PFBA par les charbons actifs a été signalé dans un rapport du Département de la Santé du Minnesota (MDH, 2008a). Une étude conduite

en Italie sur une filière (filtre à sable + chloration) a montré que ce type de traitement de potabilisation était inefficace pour arrêter les PFAS (Loos et al., 2007). Aux Etats-Unis, Quiñones et Snyder (2009) ont étudié l’efficacité de 7 usines de potabilisation différentes, vis à vis de 8 PFAS. Ils ont observé une différence notable des teneurs en PFC entre l’eau brute et l’eau traitée, uniquement sur une filière utilisant un traitement membranaire. Dans leur publication sur la nanofiltration, Steinle-Darling et Reinhard (2008) ont trouvé des pourcentages de d’élimination supérieurs ou égal à 95% pour la majorité des 15 PFAS étudiés. Seuls le PFPeA et le FOSA présentait des taux d’élimination plus faibles. Le premier avait un taux d’élimination de 72%, certainement en raison de sa petite taille, et le second avait un taux d’élimination variant de 42 à 98,5% en fonction du type de membrane. Pour ce dernier composé, ces auteurs pensent que sa neutralité électrostatique pourrait expliquer cette mauvaise élimination. Tang et al. (2006) ont montré que l’osmose inverse pouvait être un moyen d’éliminer le PFOS des rejets des industries de l’électronique (élimination d’au moins 99%), à condition que certains solvants présents soient préalablement retirés.

De façon générale, les études menées sur ces matrices montrent que l’on retrouve rarement des PFAS ayant plus de 8 carbones perfluorés. Les teneurs maximales par composé individualisé ne dépassent jamais les 150 ng/L, les valeurs moyennes se situant autour des quelques ng/L. En matière de traitement de potabilisation des eaux, les systèmes membranaires semblent offrir une grande efficacité. La capacité des charbons actifs apparaît très controversée. Les filtrations sur sable et la chloration ne sont d’aucune efficacité pour éliminer ces composés.

PFC	Site	n	Moyenne	% > LOQ	Etendue	Référence
PFDS	Eau du robinet (Espagne)	4	< 1 ng/L	0	< 1 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 1 ng/L	0	< 1 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du robinet (Chine)	43	< 0,02 ng/L	0	< 0,02 ng/L	Mak et al. (2009)
PFOS	Eau du robinet (Espagne)	4	0,61 ng/L	100	0,39 – 0,87 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,24 ng/L	0	< 0,24 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du robinet (Japon)	26	2,9 ng/L	96	< 0,1 – 22 ng/L	Takagi et al. (2008)
	Eau du robinet (Chine)	43	3,9 ng/L	86	< 0,02 – 11 ng/L	Mak et al. (2009)
	Eau du robinet (Ruhr - Allemagne)	692	15 ng/L ^a	63	< 10 – 100 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	111	< 10 ng/L ^a	0	< 10 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du Robinet (Italie)	6	8,1 ng/L		6,2 – 9,7 ng/L	Loos et al. (2007)
	Eau du Robinet (Allemagne)	7	0,8 ng/L	57	< 0,4 - 2 ng/L	Quinete et al. (2009)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	13 ng/L	68	< 1 – 57 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
	Eau du robinet (Japon)	6	3 ng/L	67	< 0,1 – 12 ng/L	Saito et al. (2004)
	Eau du Robinet (Allemagne)	14	< 2 ng/L	14	< 2 – 6 ng/L	Skutlarek et al. (2006)
PFHxS	Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,18 ng/L	50	< 0,18 – 0,28 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,18 ng/L	0	< 0,18 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	70	< 10 ng/L ^a	0	< 10 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	3,1 ng/L	32	< 1 – 12 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
PFBS	Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,27 ng/L	0	< 0,27 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,27 ng/L	0	< 0,27 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du robinet (Ruhr - Allemagne)	184	< 10 ng/L ^a	49	< 10 – 65 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	70	< 10 ng/L ^a	3	< 10 – 11 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du Robinet (Allemagne)	14	2,9 ng/L	21	< 2 – 20 ng/L	Skutlarek et al. (2006)
PFDoA	Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,34 ng/L	0	< 0,34 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,34 ng/L	0	< 0,34 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du Robinet (Italie)	6	1 ng/L		0,1 – 2,8 ng/L	Loos et al. (2007)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	< 1 ng/L	0	< 1 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
PFUnA	Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,43 ng/L	0	< 0,43 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,43 ng/L	0	< 0,43 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du Robinet (Italie)	6	0,2 ng/L		0,1 – 0,4 ng/L	Loos et al. (2007)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	< 1 ng/L	9	< 1 – 1,6 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
PFDA	Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,82 ng/L	0	< 0,82 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,82 ng/L	0	< 0,82 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du Robinet (Italie)	6	0,2 ng/L		0,1 – 0,3 ng/L	Loos et al. (2007)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	< 1 ng/L	18	< 1 – 3,3 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
PFNA	Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,42 ng/L	25	< 0,42 – 0,52 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,42 ng/L	0	< 0,42 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du Robinet (Italie)	6	0,5 ng/L		0,3 – 0,7 ng/L	Loos et al. (2007)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	2,2 ng/L	27	< 1 – 9,7 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
PFOA	Eau du robinet (Espagne)	4	2,2 ng/L	100	0,32 – 6,3 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,39 ng/L	25	< 0,39 – 0,67 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du robinet (Japon)	26	22 ng/L	100	2,3 – 84 ng/L	Takagi et al. (2008)
	Eau du robinet (Chine)	43	10 ng/L	100	0,02 – 78 ng/L	Mak et al. (2009)
	Eau du robinet (Ruhr - Allemagne)	692	23 ng/L ^a	93	< 10 – 83 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	113	< 10 ng/L ^a	27	< 10 – 68 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du Robinet (Italie)	6	2,4 ng/L		1 – 2,9 ng/L	Loos et al. (2007)
	Eau du Robinet (Allemagne)	7	0,9 ng/L	86	< 0,4 – 1,3 ng/L	Quinete et al. (2009)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	8,4 ng/L	27	< 1 – 30 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
	Eau du robinet (Japon)	6	9,9 ng/L	100	0,12 – 40 ng/L	Saito et al. (2004)
	Eau du Robinet (Allemagne)	14	< 2 ng/L	21	< 2 – 4 ng/L	Skutlarek et al. (2006)
PFHpA	Eau du robinet (Espagne)	4	0,9 ng/L	50	< 0,61 – 3 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,61 ng/L	0	< 0,61 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du robinet (Chine)	43	? ng/L	83	< 0,02 - ? ng/L	Mak et al. (2009)
	Eau du robinet (Ruhr - Allemagne)	184	< 10 ng/L ^a	2	< 10 – 12 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	70	< 10 ng/L ^a	14	< 10 – 25 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du Robinet (Italie)	6	0,5 ng/L		0,3 – 0,8 ng/L	Loos et al. (2007)
	Eau du Robinet (Allemagne)	14	< 2 ng/L	0	< 2 ng/L	Skutlarek et al. (2006)
PFHxA	Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,87 ng/L	0	< 0,87 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,87 ng/L	0	< 0,87 ng/L	Ericson et al. (2008)
	Eau du robinet (Chine)	43	? ng/L	86	< 0,02 – 1,7 ng/L	Mak et al. (2009)
	Eau du robinet (Ruhr - Allemagne)	185	< 10 ng/L ^a	49	< 10 – 40 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	70	20 ng/L ^a	66	< 10 – 43 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Etats-Unis)	66	4 ng/L	47	< 1 – 23 ng/L	Quiñones and Snyder (2009)
	Eau du Robinet (Allemagne)	14	< 2 ng/L	7	< 2 – 9 ng/L	Skutlarek et al. (2006)
		Eau du robinet (Chine)	43	0,72 ng/L	< 50	< 0,4 – 1,8 ng/L
PFPeA	Eau du robinet (Ruhr - Allemagne)	181	10 ng/L ^a	54	< 10 – 36 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	70	20 ng/L ^a	67	< 10 – 55 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du Robinet (Allemagne)	14	< 2 ng/L	7	< 2 – 4 ng/L	Skutlarek et al. (2006)
		Eau du robinet (Chine)	43	? ng/L	60	< 0,4 – 10 ng/L
PFBA	Eau du robinet (Ruhr - Allemagne)	184	19 ng/L ^a	79	< 10 – 66 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du robinet (Möhne - Allemagne)	70	75 ng/L ^a	91	< 10 – 150 ng/L	Wilhelm et al. (2010)
	Eau du Robinet (Allemagne)	14	< 2 ng/L	0	< 2 ng/L	Skutlarek et al. (2006)
		Eau du robinet (Espagne)	4	< 0,19 ng/L	0	< 0,19 ng/L
FOSA	Eau conditionnée (Espagne)	4	< 0,19 ng/L	0	< 0,19 ng/L	Ericson et al. (2008)

Tableau 16 – Occurrence des PFAS retrouvés dans les différentes eaux traitées (source : ANSES, 2011)

Aux Etats-Unis, deux campagnes majeures sur les PFAS ont été menées en 2013 et 2015, afin de répondre aux exigences du Drinking Water Act et dans le cadre du 3ème Unregulated Contaminant Monitoring Rule (UCMR3). Un total de 4 920 systèmes publics de distribution des eaux potables (soit les systèmes de distribution d’eau pour plus de 10 000 habitants) a été échantillonné et analysé pour les PFAS. 194 des 4 920 systèmes de distribution des eaux contenaient des PFAS (soit 4%), représentant 16,5 millions de consommateurs dans 36 états. Les limites de quantification étaient cependant deux fois plus importantes pour les eaux souterraines que pour les eaux de surface. **Dans les eaux souterraines, se sont surtout les PFAS à chaine longue qui sont détectés. Les PFAS à chaine courte sont souvent détectés dans les eaux de surface.** Les PFAS sont détectés sur l’ensemble du territoire et souvent ces détections peuvent être associées à la présence de sources industrielles, de sites militaires, d’aires d’entrainements de lutte contre incendie, d’aéroports et de stations de traitement des eaux usées.

4.1.2. Occurrence dans les eaux de surface

a) *En France*

Afin de faire l’état des lieux de la présence des PFAS dans les eaux de surface en France, une extraction NAIADES (base de données sur les eaux de surface) a été réalisée en septembre 2018 (www.naiades.eaufrance.fr). Des données sur la qualité des eaux de surface ont été recherchées pour 25 substances (codes sandre) dans la période 2010 - 2018. Seules 20 d’entre elles ont des données qualité sous NAIADES (cf. Tableau 17). On note que le PFOS est renseigné selon plusieurs codes SANDRE selon notamment sa forme ionique. C’est aussi le cas du PFHxS.

Substances	SANDRE	Nb d'analyses	Nb de Stations	Période
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	5347	27203	2102	2010-2017
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	5348	100	25	2010
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	6561	11498	707	2010-2016
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	5975	26	1	2010
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	6560	22926	2098	2010-2017
Acide sulfonique de perfluorohexane	5976			
Perfluorohexanesulfonic acid	6830	22559	2010	2010-2017
Acide perfluoro-n-heptanoïque	5977	21261	1750	2015-2017
Acide perfluoro-n-hexanoïque	5978	22734	2064	2010-2017
Acide perfluoro-n-pentanoïque	5979	9935	1290	2010-2017
Acide perfluoro-n-butanoïque	5980	3317	504	2013-2017
Acide sulfonique de perfluorobutane	6025	3484	559	2010-2017
n-Méthylperfluoro-1-butane sulfonamide	6026			
Perfluoro-1-butane sulfonamide	6049			
Perfluoro-1-butane sulfonamide methylacétate	6050			
Acide perfluoro-dodécanoïque	6507	16753	1317	2010-2017
Acide perfluoro-n-nonanoïque	6508	16702	1298	2010-2017
Acide perfluoro-decanoïque	6509	21196	1750	2010-2017
Acide perfluoro-n-undécanoïque	6510	16753	1317	2010-2017
Acide perfluoroheptane sulfonique	6542	2312	479	2015-2017
Acide Perfluorotétradécanoïque	6547	9259	560	2011-2017
Acide perfluorodécane sulfonique	6550	20008	1683	2010-2017
Perfluorooctanesulfonamide	6548	9272	561	2010-2017
Sulfluramid	6662			
Acide pentacosafuorotridecanoïque	6549	2312	479	2015-2017

Tableau 17 – Substances extraites sous NAIADES – Septembre 2018

Le nombre de stations et d’analyses sont très variables selon les substances PFAS extraites. Certains composés possèdent un nombre d’analyses important (> 15 000), d’autres possèdent un nombre d’analyses moyen (aux alentours de 10 000), d’autres possèdent un nombre d’analyses inférieur à 3 500. Le nombre de stations échantillonnées varie entre environ 500 et 2000.

Les données extraites ont été discutées selon leur fréquence de quantification, leur concentration maximale, leur concentration moyenne et le nombre d’analyses dépassant des critères de qualité sélectionnés. Les critères de qualité retenus pour les eaux de surface sont les suivants :

- PFOS : en critère 1 (NC1) 0,070 µg/l ce qui correspond au niveau de potabilité défini par US EPA ; en critère 2 (NC2) 0,1 µg/L ce qui correspond au critère européen défini dans 1.2.2018, COM (2017 753 final). L’EQS de 0,00065 µg/L défini par la commission européenne n’a pas été retenu car les limites de quantifications des analyses étaient supérieures à cette limite.
- PFOA : en critère 1 (NC1) 0,1 µg/L ce qui correspond au critère européen défini dans 1.2.2018, COM (2017 753 final) ; en critère 2 (NC2) 0,56 µg/l ce qui correspond au niveau de potabilité défini par l’Australie
- Pour les autres PFAS : en critère 1 (NC1) 0,1 µg/L ce qui correspond au critère européen défini dans 1.2.2018, COM (2017 753 final) ; et parfois en critère 2 (NC2) les valeurs

définies pour les eaux souterraines par la Bavière (Allemagne) variant en fonction des substances de 0,3µg/L à 7µg/L.

Les résultats du traitement des données « eaux de surface » sont présentés dans le Tableau 18. L'intégralité des cartographies réalisées est disponible en Annexe 4.

Cas du PFOS

En ce qui concerne le PFOS (numéro Sandre 6560 et 6561 selon la forme acide ou sel), on note que les analyses pour la forme acide (6561) sont deux fois plus nombreuses et que le nombre de stations analysées est trois fois plus important que pour la forme sel (6560).

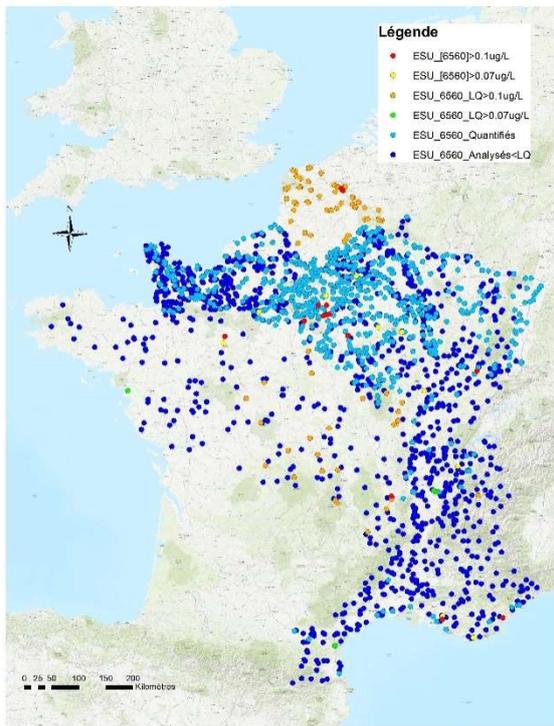
La fréquence de quantification est de 1% pour la forme sel et 18% pour la forme acide. Pour le PFOS sous forme de sel, les limites de quantification excèdent les critères de qualité retenus (pour 30% des analyses pour le critère de 0,07 µg/L et pour 20% des analyses pour le critère de 0,1 µg/L) : ce qui ne permet pas de comparer de nombreux résultats avec les critères de qualité retenus.

La Figure 19 représente la cartographie du PFOS dans les eaux de surface sous ces deux formes pour la France métropolitaine :

- en bleu foncé, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification ;
- en vert clair et orange, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification qui est supérieure aux critères de qualité retenus ;
- en bleu clair, sont symbolisées les analyses quantifiées (c'est-à-dire dépassant la limite de quantification).
- En jaune et rouge, sont symbolisées les analyses quantifiées qui dépassent les critères de qualité retenus (respectivement 0,07 µg/L et 0,1 µg/L)

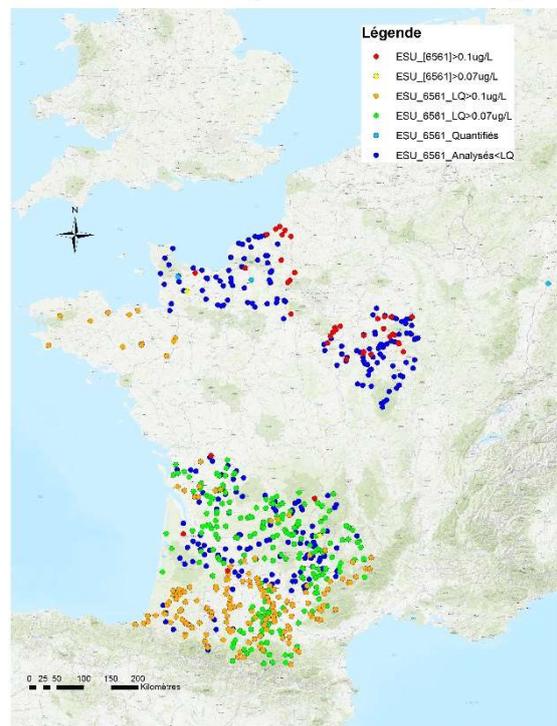
La répartition géographique des stations de mesure est très hétérogène : pour le PFOS sous forme acide, il n'y a pas de données pour le bassin Adour Garonne et peu de données pour le bassin de la Loire et celui d'Artois Picardie ; pour le PFOS sous forme de sel, il n'y a pas de données sur le bassin du Rhône et d'Artois Picardie et très peu de données sur les autres bassins, sauf celui d'Adour Garonne. De plus on note qu'en Artois-Picardie ou Adour Garonne les limites de quantification sont dans la majorité des cas supérieures aux critères de qualité retenus. Des dépassements de critères (0,1 µg/L) sont observées pour 78 analyses pour la forme sel et 35 analyses pour la forme acide. Ces dépassements sont principalement observables dans le bassin Seine Normandie.

Analyses et quantifications en Acide sulfonique de perfluorooctane - PFOS (6560)
Eaux de surface - France (Extraction NAIADES 2010-2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018

Analyses et quantifications en Sulfonate de perfluorooctane (6561)
Eaux de surface - France (Extraction NAIADES 2010-2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018

Figure 19 – Occurrence du PFOS (forme acide (6560) et forme de sel (6561)) dans les eaux de surface – NAIADE 2010-2018

Cas du PFOA

En ce qui concerne le PFOA (numéro Sandre 5347), on note que 27 000 analyses ont été réalisées dans les eaux de surface représentant un total de 2100 stations de mesure.

La fréquence de quantification est de 4%. Les limites de quantification excèdent les critères de qualité retenus pour 0,5% des analyses : ce qui montre que les résultats sont interprétables d’après les critères de qualité retenus.

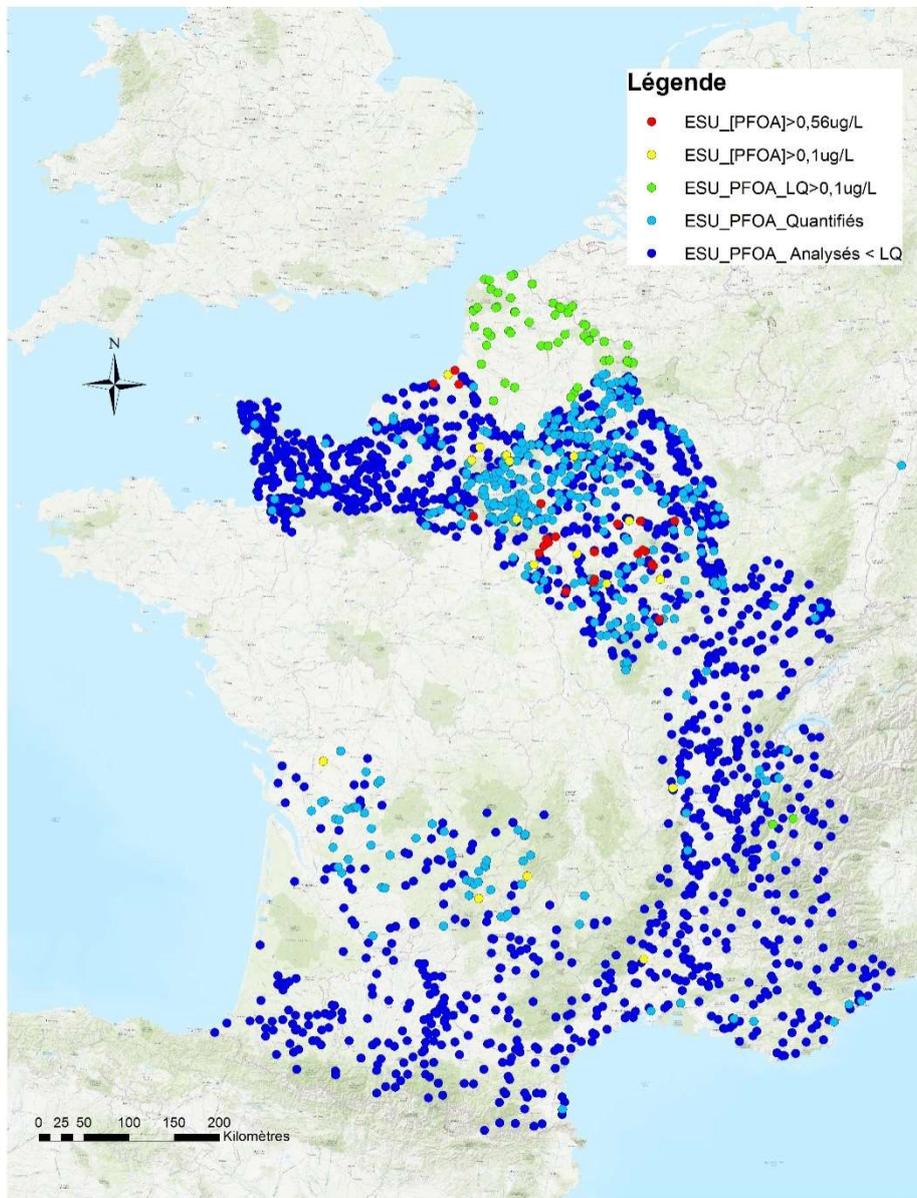
La Figure 20 représente la cartographie du PFOS dans les eaux de surface sous ces deux formes pour la France métropolitaine.

- en bleu foncé, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification ;
- en vert clair et orange, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification qui est supérieure aux critères de qualité retenus ;
- en bleu clair, sont symbolisées les analyses quantifiées (c’est-à-dire dépassant la limite de quantification).
- En jaune et rouge, sont symbolisées les analyses quantifiées qui dépassent les critères de qualité retenus (respectivement 0,1 µg/L et 0,56 µg/L)

On note que la répartition géographique des stations de mesure est très hétérogène : Il n’y a pas de données pour la Loire et peu de données pour le bassin de la Garonne et de l’Artois-Picardie. De plus on note qu’en Artois-Picardie les limites de quantification sont dans la majorité des cas supérieures aux critères de qualité retenus (les résultats ne sont donc pas interprétables). Des

dépassements de critères (0,1 µg/L) sont observées pour 67 analyses. Ces dépassements sont principalement observables dans le bassin Seine Normandie.

Analyses et quantification en PFOAs - Eau de surface France (Extraction NAIADES 2010 - 2017)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



Figure 20 – Occurrence du PFOA dans les eaux de surface – NAIADE 2010-2018

Substances	SANDRE	Fréquence de quantification (%)	LQ max (ug/L)	[C] max (ug/L)	[C] moyenne (ug/L)	NQ (1) (ug/L)	Source	NQ (2) (ug/L)	Source	[C] > NQ (1)	[C] > NQ (2)	LQ > NQ (1)	LQ > NQ (2)	Cartographie
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	5347	4%	0,2	5,4500	0,0672	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	0,56	Valeur AEP - Australie	67	30	132	0	Oui
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	5348	0	0,5	-	-	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	0	0	0	0	
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	6561	1%	0,5	9,5000	0,5867	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	89	78	3598	2307	Oui
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	5975	100%	ND	0,0170	0,0071	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	0	0	ND	ND	
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	6560	18%	0,2	17,1000	0,0130	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	62	35	1422	229	Oui
Acide sulfonique de perfluorohexane	5976													
Perfluorohexanesulfonic acid	6830	2%	5	20,0000	0,2460	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		25	-	82	-	Oui
Acide perfluoro-n-heptanoïque	5977	1%	0,5	0,9000	0,0229	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	0,3	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	0	0	0	0	Oui
Acide perfluoro-n-hexanoïque	5978	11%	0,2	3,0500	0,0243	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	1	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	145	2	92	0	Oui
Acide perfluoro-n-pentanoïque	5979	1%	1	0,2290	0,0197	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	3	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	5	0	97	0	
Acide perfluoro-n-butanoïque	5980	0%	2	-	-	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	7	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	-	-	2312	-	
Acide sulfonique de perfluorobutane	6025	1%	1,2	0,0070	0,0019	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	7	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	-	-	2403	-	
n-Méthylperfluoro-1-butane sulfonamide	6026													
Perfluoro-1-butane sulfonamide	6049													
Perfluoro-1-butane sulfonamide méthylacétate	6050													
Acide perfluoro-dodecanoïque	6507	0%	0,5	0,0200	0,0200	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	1007	-	
Acide perfluoro-n-nonanoïque	6508	1%	0,2	0,3200	0,0478	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		14	-	1	-	Oui
Acide perfluoro-decanoïque	6509	0%	0,5	0,0910	0,0183	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	981	-	
Acide perfluoro-n-undecanoïque	6510	0%	0,5	0,0340	0,0100	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	1007	-	Oui
Acide perfluoroheptane sulfonique	6542	0%	2	-	-	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	2312	-	
Acide Perfluorotetradecanoïque	6547	0%	1	-	-	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	11	-	
Acide perfluorodecane sulfonique	6550	0%	0,5	0,0690	0,0128	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	2	-	
Perfluorooctanesulfonamide	6548	0%	0,2	0,0070	0,0070									
Sulfluramid	6662													
Acide pentacosafuorotridecanoïque	6549	0%	0,2	-	-	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	2312	-	

Tableau 18 – Synthèse des données extraites sous NAIADES 2010-2018

Autres PFAS

Pour les autres PFAS cartographiés (cf. Annexe 4), on note qu’il n’y a pas de données disponibles pour le bassin de Loire-Bretagne. Un fort taux de quantification est observé pour l’acide perfluorohexanoïque (PFHxA - Code sandre 5978), avec 145 analyses dépassant le critère de qualité de 0,1 µg/L. Pour les autres PFAS 1 ou 2% des analyses sont quantifiables et dans certains des cas quelques analyses excèdent les critères de qualité (cas de l’acide perfluorohexanesulfonique - PFHxS et de l’acide perfluorononanoïque - PFNA).

f) En Europe

Données sur le PFOS

Dans l’Union Européenne, le PFOS a été détecté dans plus de 94 % des échantillons issus de plus de 100 rivières des 27 pays européens (Loos et al., 2009). Les sites d’échantillonnages et les bassins versants considérés dans l’étude de Loos et al. (2009) sont présentés dans la Figure 21 ci-dessous. Une cartographie des émissions du PFOS est présentée en Figure 22.

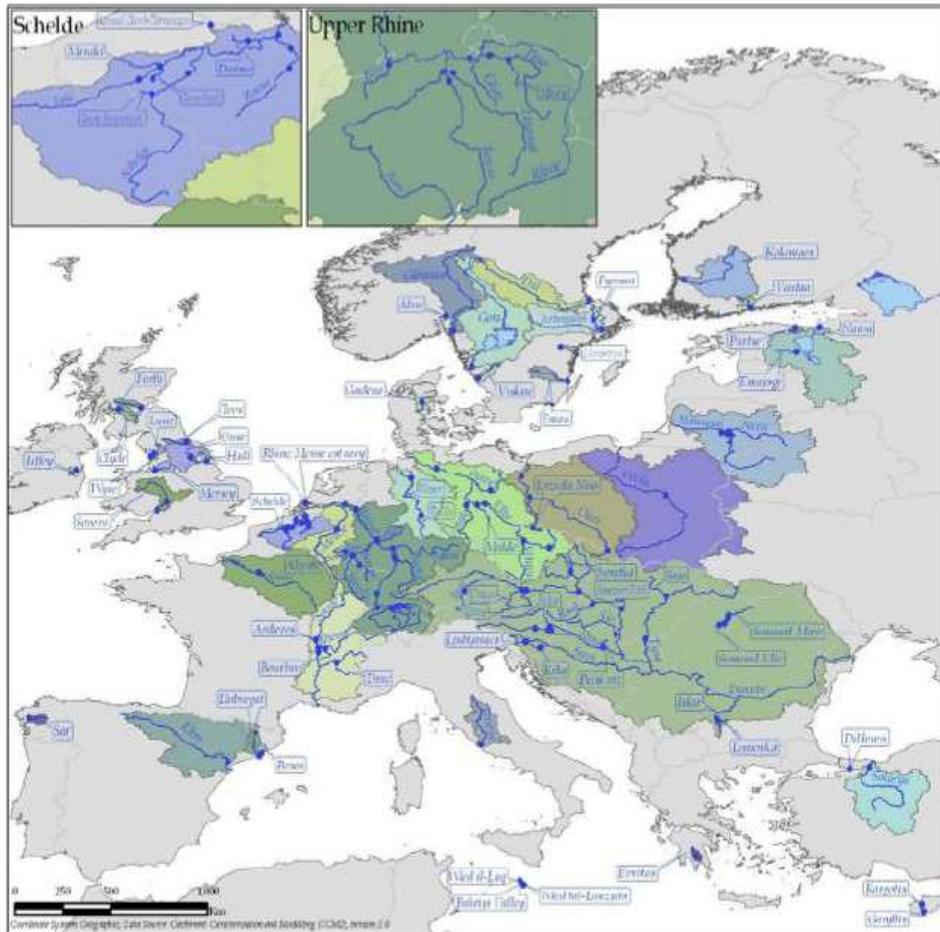


Figure 21 – Carte des sites d’échantillonnages et bassin versants analysés (Loos et al., 2009)

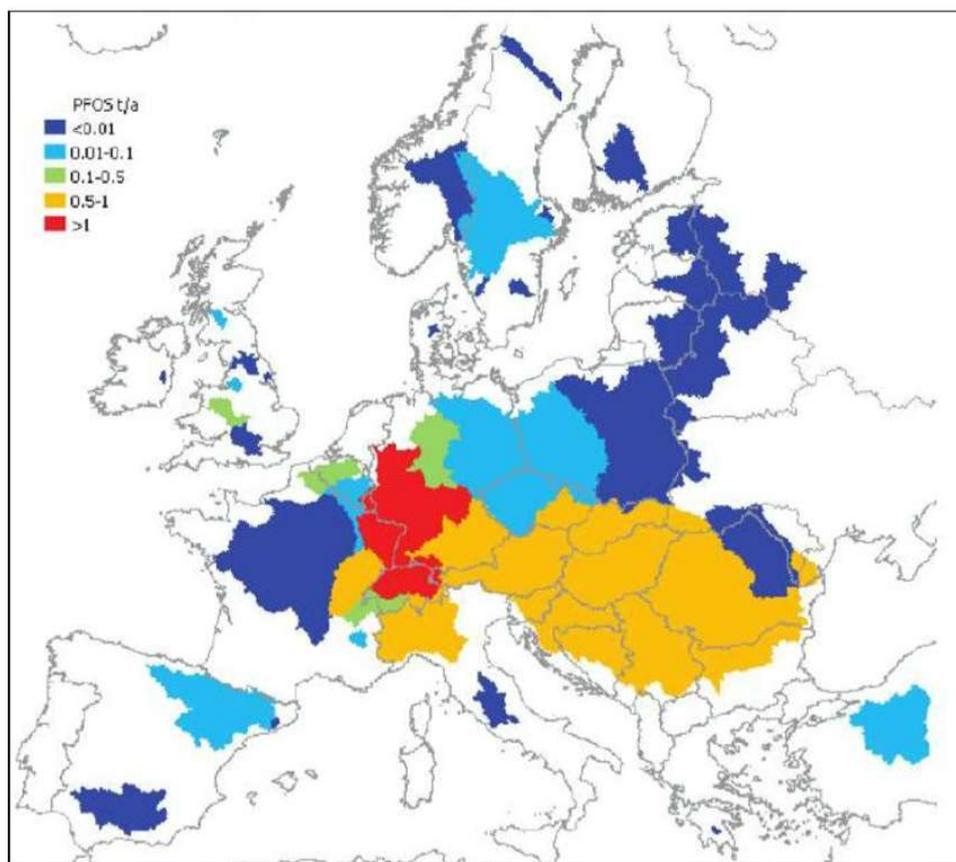


Figure 22 – Carte de répartition des émissions industrielles de PFOS dans les eaux (tonnes/an et par bassin versant étudié) en Europe en 2007 (Pistocchi et Loos, 2009)

Les concentrations de PFOS mesurées dans les différentes rivières européennes sont présentées dans le Tableau 19. La concentration moyenne en PFOS est de 0,039 $\mu\text{g/L}$ et la concentration maximale de 1,371 $\mu\text{g/L}$ (Loos et al., 2009). En France, la concentration de PFOS dans la Seine serait au-dessus de la moyenne européenne (0,097 $\mu\text{g/L}$).

Pays	Rivière	Concentration en ng/L
Belgique	Scheld (Escaut)	154
Pays Bas	Non précisée	110
France	Seine	97
Slovénie	Krka	1371
Royaume-Uni	Severn	238
Allemagne	Rhin vers Vesel	32

Tableau 19 – Concentrations en PFOS dans les rivières européennes (Loos et al, 2009)

Données sur le PFOA (extrait de INERIS, 2015)

Les teneurs en PFOA dans les eaux de stations d’épuration urbaine sont généralement de l’ordre de 0,010 à 0,4 $\mu\text{g/L}$ (ANSES, 2011). Sur la base des mesures effectuées dans les rejets des

stations d’épuration, Pistocchi et al.(2009) ont estimé les émissions de PFOA dans certains bassins versants en Europe (Figure 23). Les bassins versants du Pô, du Danube, et du Rhône sont les plus concernés par les émissions de PFOA. La situation de ces fleuves est liée à la présence de sites fabricant des produits à base de composés fluorés (ECHA, 2015), dans les effluents desquels, notamment en France (un site de production de PVFD) des concentrations de l’ordre du $\mu\text{g/L}$ en PFOA sont détectées (Dauchy, 2012). Le facteur d’émission de PFOA vers les eaux de surface déduit de ses travaux (Pistocchi et al., 2009) est d’environ $20 \mu\text{g/j/personne}$. Ce facteur d’émission a été utilisé par (Lindim et al., 2015) pour cartographier les émissions de PFOA dans le bassin versant du Danube. Une vérification par confrontation avec les concentrations observées (avec l’utilisation d’un modèle de dispersion des émissions estimées) montre la validité de ce facteur, mais certaines valeurs ponctuellement élevées, probablement liées à des rejets pouvant être d’origine industrielle, ne sont pas expliquées.

Selon Verstegen et al. (2015), les émissions de PFOA dans l’environnement liées aux produits qui sont mis actuellement sur le marché ne pourraient représenter qu’une très faible voire infime fraction des émissions constatées, qui proviendraient essentiellement des stocks de produits (et de déchets).

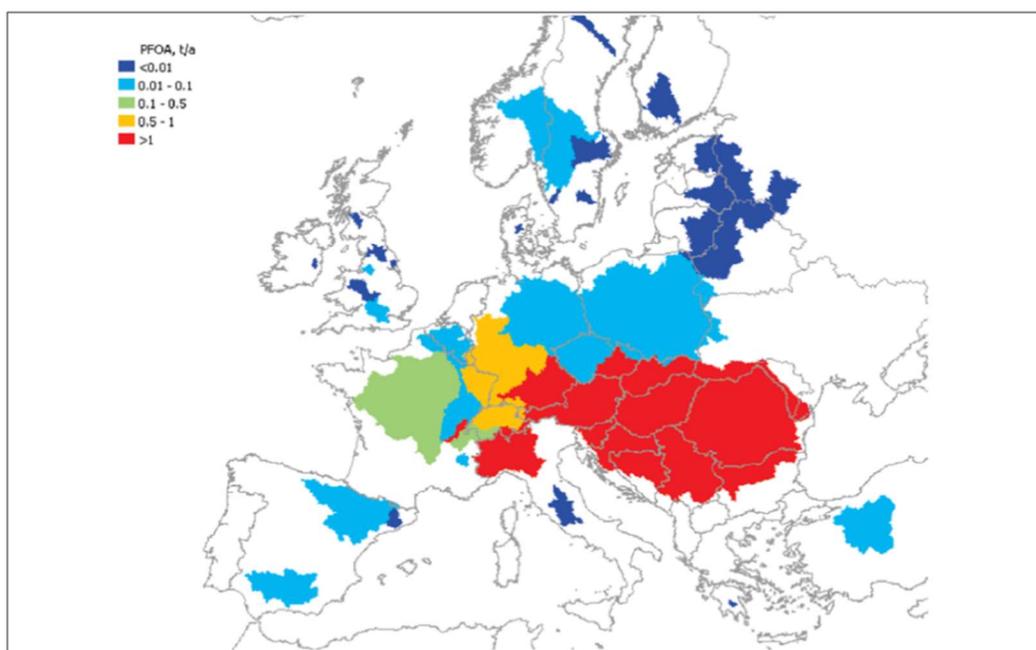


Figure 23 – Emissions de PFOA dans des bassins versants européens (en t/an)(Pistocchi et al, 2009)

En Suisse, des campagnes d’analyses des PFAS (27 PFAS incluant PFOS, PFOA, PFHxS, PFHxA) ont lieu en 2018 sur 5 cantons et ont permis de collecter 120 échantillons : 23 échantillons pour les eaux de surface naturelles (rivières, mares, lacs), 8 échantillons pour les eaux de surface anthropiques (regards, fosses, lixiviats), 89 échantillons pour les eaux souterraines (puits d’observation, puits d’eau potable, résurgence de nappes). Les résultats pour les eaux de surface (Mache, 2019) montrent pour la concentration en PFOS que 22% des échantillons sont inférieurs à la LQ ($0,001 \mu\text{g/L}$), 62% des échantillons sont inférieurs au seuil défini en Suisse ($0,3 \mu\text{g/L}$) et 16% sont supérieurs au seuil (avec des concentrations pouvant atteindre $5 \mu\text{g/L}$).

g) Au niveau international

L’ITRC (2018d) a fait une synthèse des PFAS mesurés aux Etats Unis dans les eaux de surface. Les PFAA sont mesurés dans les eaux douces et salines, dans les cours d’eau et les océans :

- Dans les eaux douces: les concentrations les plus importantes sont observées aux alentours des sites industriels (jusqu’à 67 µg/L de PFOA), et aux abords des zones d’entraînement de lutte anti-incendie (jusqu’à 9 µg/L de PFOA). Puis par ordre décroissant, des concentrations en PFAS sont mesurées près des stations de traitement des eaux (0,1 µg/L pour le PFOS) et enfin dans les lieux isolés (qqes pg/L) ;
- Dans les eaux salines : quelques ng/L ou pg/L de PFAS ont été mesurées ;
- Dans les eaux pluviales d’orage : les concentrations par ordre décroissant ont été mesurées dans les zones commerciales / ou à forte circulation (1,160 µg/L de PFOA), aux alentours d’aéroport (0,804 µg/L de PFAA); dans les zones industrielles (0,156 µg/L de PFOS) et en zones résidentielles (0,020 µg/L).

Location	Information	Concentrations (ng/L)
Freshwater		
Remote Areas (Filipovic et al. 2015; Eriksson et al. 2013; Stock et al. 2007)	PFOS and PFOA concentrations in the Faroe Islands and remote areas of Sweden have been measured in the 100s of picograms per liter range, while concentrations in the Canadian Arctic have been measured in the single nanogram per liter range.	<ul style="list-style-type: none"> • 100s of pg/L • Single ng/ L
Industrial Areas, Japan, and Tennessee River, USA (Saito et al. 2004; Hansen et al. 2002)	PFOS concentrations can be as high as 144 ng/L; PFOA concentrations can be as high as 67,000 ng/L.	Maximums: <ul style="list-style-type: none"> • PFOS: 144 • PFOA: 67,000
Fire Training/Fire Response (Saito et al. 2004; Anderson et al. 2016)	AFFF-impacted surface water can have PFOS concentrations reaching 8970 ng/L and PFOA concentrations reaching 3750 ng/L.	Maximums: <ul style="list-style-type: none"> • PFOS: 8,970 • PFOA: 3,750
Municipal Wastewater Treatment Facilities (Becker, Gertsmann, and Frank 2008; Boulanger et al. 2005; Wilkinson et al. 2017; MDH 2008)	PFOS and PFOA reported in surface waters near municipal WWTP outfalls, with higher (4x) concentrations reported for surface water near outfalls of WWTP impacted by chrome plating wastewater.	Maximums (near typical WWTPs): <ul style="list-style-type: none"> • PFOS: 24 • PFOA: 25 Maximum (near WWTP affected by chrome plating waste): <ul style="list-style-type: none"> • PFOS: 100
Marine Water		
Open Water (Benskin et al. 2012; Cai et al. 2012a; Zhao et al. 2012)	PFAA concentrations in open waters tend to be on the order of picograms per liter.	pg/L
Coastal Areas (Benskin et al. 2012; Cai et al. 2012a; Zhao et al. 2012)	In heavily populated coastal areas, PFAA concentrations can be on the order of a few nanograms per liter.	ng/L
Stormwater		
Residential/Undeveloped (Xiao, Simick, and Gulliver 2012; Wilkinson et al. 2016; Zhao et al. 2013b)	PFAS concentrations measured in residential, campus, and field settings in Minnesota, China, and England, respectively.	Maximums: <ul style="list-style-type: none"> • PFOS : 15.5 • PFOA : 19.1 • PFHxA : 4 • PFHpA : 22.5 • PFNA : 23
Commercial/heavy traffic – Minneapolis/St. Paul, MN; eastern and central China cities; and England (Xiao, Simick, and Gulliver 2012; Zhao et al. 2013b; Wilkinson et al. 2016)	PFOS and PFOA measured in storm water runoff from streets in areas not related to specific releases, but unidentified local or consumer sources may be responsible for higher concentrations detected.	Range: <ul style="list-style-type: none"> • PFOS : <LOQ - 590 • PFOA : 3.5 - 1,160 • PFHpA : ND - 6.8 • PFNA : ND - 648 • PFDA : ND - 10.6 • PFUnDA : ND - 2.9
Industrial Areas - Minneapolis and St. Paul, MN (Xiao, Simick, and Gulliver 2012)	PFOS measured in stormwater in an industrial area with suspected PFAS.	Range : <ul style="list-style-type: none"> • PFOS : 8.7-156
Airport Ditch, likely impacted by AFFF, Korea (Kim et al. 2014)	PFAAs measured, predominately PFHxS and PFOS.	<ul style="list-style-type: none"> • Total PFAAs: 6.42 - 804

Tableau 20 – Concentrations en PFAS observées dans les eaux de surface (ITRC, 2018d)

Au Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2017), le programme de surveillance dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques a montré des concentrations de PFOS en divers endroits du Canada, au cours de la période 2006 à 2011, dans divers milieux environnementaux (Environnement et Changement Climatique Canada, 2016, Gouvernement du Canada, 2016, Environnement Canada 2013). Entre 2007 et 2010, Environnement et Changement climatique Canada a prélevé 569 échantillons d’eau dans 11 régions de drainage partout au Canada (côte du Pacifique, vallée du Bas-Fraser, Okanagan-

Similkameen, Yukon, Assiniboine-Rouge, Grands Lacs, Ottawa, fleuve Saint-Laurent, St. John-St. Croix, côte des Maritimes et Terre Neuve-et-Labrador). Tous les échantillons d’eaux de surface présentaient des concentrations de PFOS au moins 200 fois plus faibles que la Recommandations Fédérales pour la Qualité de l’Environnement (RFQE) pour l’eau de 6,8 µg/L. La concentration maximale relevée dans les eaux de surface était de 0,01 µg/L.

Dans son rapport de 2011, l’Anses a compilé des données bibliographiques sur les teneurs en composés perfluorés dans le milieu aquatique. Un extrait de ce travail (résumant la situation dans les pays hors Europe) est présenté dans le Tableau 21 ci-après.

Substance	Site	Nombre d'échantillons	Concentration moyenne [ng/L]	Gamme de concentration [ng/L]	Référence
FOSA	Rivières (Japon)	5	< 3,7	< 3,7	Senthilkumar <i>et al.</i> , 2007 cités par Anses, 2011
N-EtFOSA	Lacs (Etats-Unis)	16	< 0,6	< 0,6	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
N-EtFOSE	Lacs (Etats-Unis)	16	< 2,2	< 2,2	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
FOSA	Lacs (Etats-Unis)	11	< 0,25	< 0,25 - 0,47	Kim et Kannan, 2007 cités par Anses, 2011
FOSA	Lacs (Etats-Unis)	16	0,9	< 0,3 - 2,3	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
FOSA	Eaux souterraines (Japon)	16	0,2	< 0,1 - 0,49	Murakami <i>et al.</i> , 2009a cités par Anses, 2011
FOSAA	Lacs (Etats-Unis)	16	0,5	< 0,2 - 6,5	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
N-EtFOSAA	Lacs (Etats-Unis)	16	6,6	< 0,3 - 11	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
PFOS	Rivières (Japon)	5	5,5	< 5,2 - 10	Senthilkumar <i>et al.</i> , 2007 cités par Anses, 2011
PFOS	Rivières (Taiwan)	2	42	4 - 79	Tseng <i>et al.</i> , 2006
PFOS	Rivières (Etats-Unis)	100	31,2	< 0,2 - 132	Nakayama <i>et al.</i> , 2007 cités par Anses, 2011
PFOS	Rivières (Etats-Unis)	173	3	< 0,02 - 245	Nakayama <i>et al.</i> , 2010 cités par Anses, 2011
PFOS	Rivières (Chine)	17	9	0,15 - 99	So <i>et al.</i> , 2007
PFOS	Lacs (Etats-Unis)	11	4,14	< 0,25 - 9,3	Kim et Kannan, 2007 cités par Anses, 2011

Tableau 21 – Synthèse des concentrations en PFAS observées dans les eaux de surface (ANSES, 2011)

Substance	Site	Nombre d'échantillons	Concentration moyenne [ng/L]	Gamme de concentration [ng/L]	Référence
PFOS	Rivières, lacs et eaux souterraines	25	3,4	0,3 - 22	Takagi <i>et al.</i> , 2008
PFOS	Lacs (Etats-Unis)	51	87	0,8 - 1 090	Sinclair <i>et al.</i> , 2006
PFOS	Lacs (Etats-Unis)	16	43	11 - 121	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
PFOS	Lac (Canada)	8	31	-	Environnement Canada, 2006
PFOS	Lac (Canada)	8	54	-	Environnement Canada, 2006
PFOS	Eaux de surface (Etats-Unis)	12	-	< 0,56 - 47	Simcik et Dorweiler, 2005 cités par Anses, 2011
PFOS	Eaux de surface (Japon)	126	2,4	0,2 - 135	Saito <i>et al.</i> , 2003
PFOS	Eaux de surface (Japon)	79	2,3	0,24 - 37	Saito <i>et al.</i> , 2004
FOSA	Rivières (Japon)	5	< 3,7	< 3,7	Senthilkumar <i>et al.</i> , 2007 cités par Anses, 2011
FOSA	Lacs (Etats-Unis)	11	< 0,25	< 0,25 - 0,47	Kim et Kannan, 2007 cités par Anses, 2011
FOSA	Lacs (Etats-Unis)	16	0,9	< 0,3 - 2,3	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
FOSA	Eaux souterraines (Japon)	16	0,2	< 0,1 - 0,49	Murakami <i>et al.</i> , 2009a cités par Anses, 2011
FOSAA	Lacs (Etats-Unis)	16	0,5	< 0,2 - 6,5	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
N-EtFOSAA	Lacs (Etats-Unis)	16	6,6	< 0,3 - 11	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
N-EtFOSA	Lacs (Etats-Unis)	16	< 0,6	< 0,6	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011
N-EtFOSE	Lacs (Etats-Unis)	16	< 2,2	< 2,2	Boulanger <i>et al.</i> , 2004 cités par Anses, 2011

Tableau 21 - Synthèse des concentrations en PFAS observées dans les eaux de surface (ANSES, 2011) - Suite

4.1.3. Occurrence dans les eaux souterraines

a) En France

Deux sources de données ont été utilisées pour évaluer l'état qualitatif des eaux souterraines en France sur les PFAS : les données de la campagne exceptionnelle de 2011 et toutes les données disponibles sous ADES (Portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines).

Campagne exceptionnelle 2011

L’interprétation de la campagne exceptionnelle est basée sur un extrait du rapport de Lopez (2018). Lors de la campagne exceptionnelle de 2011, les PFAS ont été analysés à des limites de quantification globalement faible de 0,001µg/L (sauf le PFDoA et le PFUnA à 0,01µg/L). Neuf composés de la famille des PFAS ont ainsi été quantifiés sur plus de 1% des analyses effectuées (environ 900). Leurs occurrences respectives sont reportées en Figure 24. Les PFOA et PFHxS sont significativement plus quantifiés (fréquence de quantification > 20%) que les PFOA et les PFHxA (fréquences aux alentours de 10%) eux-mêmes plus quantifiés que les PFHpA et PFDS (fréquence entre 4 et 5 %). A l’échelle de la métropole, l’occurrence des PFAS dans les eaux souterraines est donc comme suit :

PFHxS/PFOS >> PFOA/PFHxA >> PFHpA/PFDS >> PFNA/PFDS >> PFOSA/PFDoA

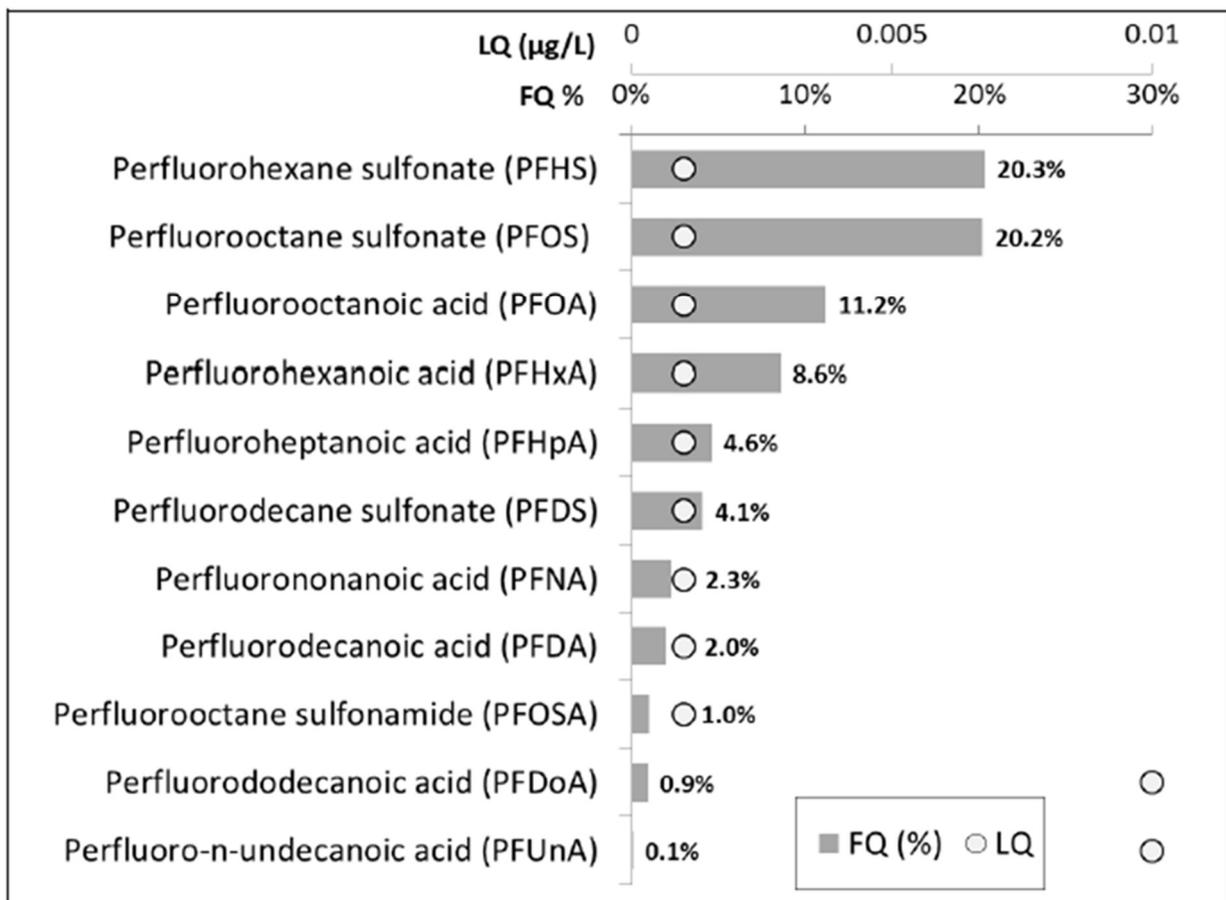


Figure 24 – Fréquences et limites de quantification des PFAS quantifiés lors de la campagne exceptionnelle 2011 (Lopez, 2018)

Exploitation des données ADES

Afin de faire l’état des lieux de la présence des PFAS dans les eaux souterraines en France, une extraction d’ADES a été réalisée en septembre 2018 (www.ades.eaufrance.fr). Des données sur la qualité des eaux de surface ont été recherchées pour 25 substances (codes sandre) dans la période 2010 - 2018. Seules 18 substances ont des données qualité sous ADES (cf. Tableau 22). On note que le PFOS est renseigné selon plusieurs codes SANDRE selon notamment sa forme ionique (6560 et 6561). C’est aussi le cas du PFHxS.

Substances	SANDRE	Nb d'analyses	Nb de Stations	Période
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	5347	6573	1971	2009-2018
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	5348	0	-	-
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	6561	3380	1441	2009-2018
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	5975			
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	6560	4936	1484	2011-2018
Acide sulfonique de perfluorohexane	5976	0	-	-
Perfluorohexanesulfonic acid	6830	6197	1788	2011-2018
Acide perfluoro-n-heptanoïque	5977	6267	1807	2011-2018
Acide perfluoro-n-hexanoïque	5978	6545	1826	2011-2018
Acide perfluoro-n-pentanoïque	5979	934	345	2014-2018
Acide perfluoro-n-butanoïque	5980	0	-	-
Acide sulfonique de perfluorobutane	6025	476	179	2014-2017
n-Méthylperfluoro-1-butane sulfonamide	6026	0	-	-
Perfluoro-1-butane sulfonamide	6049	0	-	-
Perfluoro-1-butane sulfonamide methylacétate	6050	55	11	2014
Acide perfluoro-dodecanoïque	6507	2371	1044	2011-2018
Acide perfluoro-n-nonanoïque	6508	3952	1251	2011-2018
Acide perfluoro-decanoïque	6509	2370	1044	2011-2018
Acide perfluoro-n-undecanoïque	6510	2450	1081	2011-2018
Acide perfluoroheptane sulfonique	6542	0	-	-
Acide Perfluorotetradecanoïque	6547	1913	935	2011-2017
Acide perfluorodécane sulfonique	6550	5960	1753	2011-2018
Perfluorooctanesulfonamide	6548	1920	942	2011-2017
Sulfluramid	6662	1943	950	2011-2017
Acide pentacosafuorotridecanoïque	6549	243	243	2018

Tableau 22 – PFAS : substances extraites sous ADES (2010-2018)

Le nombre de stations et d'analyses est très variable selon les substances PFAS extraites. Certains PFAS possèdent un nombre d'analyses important (aux alentours de 6000), d'autres possèdent un nombre d'analyses moyen (aux alentours de 2000), d'autres enfin possèdent un nombre d'analyses inférieur à 1000. Le nombre de stations prélevées varie entre 11 et 1971.

Les données extraites ont été discutées selon leur fréquence de quantification, leur concentration maximale et leur concentration moyenne et le nombre d'analyses dépassant des critères de qualité sélectionnés. Les critères de qualité retenus pour les eaux souterraines sont les suivants :

- PFOS : en critère 1 (NC1) 0,070 µg/l ce qui correspond au niveau de potabilité défini par US EPA ; en critère 2 (NC2) 0,1 µg/L ce qui correspond au critère européen défini dans 1.2.2018, COM (2017 753 final). L'EQS de 0,00065 µg/L défini par la commission européenne n'a pas été retenu car les limites de quantifications des analyses étaient supérieures à cette limite ;
- PFOA : en critère 1 (NC1) 0,1 µg/L ce qui correspond au critère européen défini dans 1.2.2018, COM (2017 753 final) ; en critère 2 (NC2) 0,56 µg/l ce qui correspond au niveau de potabilité défini par l'Australie ;
- Pour les autres PFAS : en critère 1 (NC1) 0,1 µg/L ce qui correspond au critère européen défini dans 1.2.2018, COM (2017 753 final) ; et parfois en critère 2 (NC2) les valeurs définies pour les eaux souterraines par la Bavière (Allemagne) variant entre 0,3 et 7 µg/L selon les substances.

Les résultats du traitement des données « eaux souterraines » sont présentés dans le Tableau 23. L'intégralité des cartographies réalisées est disponible en Annexe 5.

Substances	Fréquence de quantification (%)	LQ max (ug/L)	[C] max (ug/L)	[C] moyenne (ug/L)	NQ (1) (ug/L)	Source	NQ (2) (ug/L)	Source	[C] > NQ (1)	[C] > NQ (2)	LQ > NQ (1)	LQ > NQ (2)	Cartographie
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	7%	0,1	2,555	0,0124	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	0,56	Valeur AEP - Australie	2	1	0	0	Oui
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	-	-	-	-	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-	-	-	-	
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	4%	50	0,26	0,01845	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	7	5	1448	160	Oui
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	-	-	-	-	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-	-	-	-	
Acide sulfonique de perfluorooctane (PFOS)	12%	0,1	0,746	0,01509	0,07	Valeur AEP - USEPA	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	18	12	113	0	Oui
Acide sulfonique de perfluorohexane	-	-	-	-	-		-		-	-	-	-	
Perfluorohexanesulfonic acid	7%	0,1	0,232	0,0147	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	1		14	0	0	0	Oui
Acide perfluoro-n-heptanoïque	3%	0,5	0,2559	0,01007	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	0,3	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	2	0	853	790	Oui
Acide perfluoro-n-hexanoïque	4%	0,1	0,638	0,0146	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	1	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	6	0	0	0	Oui
Acide perfluoro-n-pentanoïque	0	0,05	0,01	0,0095	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	0	-	0	-	
Acide perfluoro-n-butanoïque	-	-	-	-	-		-	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	-	-	-	-	
Acide sulfonique de perfluorobutane	1%	0,05	0,069	0,01798	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	7	Critère - ESO - Bavière (Allemagne)	0	0	0	0	
n-Méthylperfluoro-1-butane sulfonamide	-	-	-	-	-		-		-	-	-	-	
Perfluoro-1-butane sulfonamide	-	-	-	-	-		-		-	-	-	-	
Perfluoro-1-butane sulfonamide méthylacétate	0	0,5	-	-	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		0	-	11	0	
Acide perfluoro-dodecanoïque	0%	0,5	0,029	0,018	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		0	-	730	-	
Acide perfluoro-n-nonanoïque	1%	0,1	0,155	0,0149	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		2	-	0	-	Oui
Acide perfluoro-decanoïque	1%	0,1	0,029	0,00355	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		0	-	0	-	
Acide perfluoro-n-undecanoïque	0%	0,5	0,015	0,015	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		0	-	730	-	Oui
Acide perfluoroheptane sulfonique	-	-	-	-	-		-		-	-	-	-	
Acide Perfluorotetradecanoïque	0%	0,5	-	-	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		0	-	730	0	
Acide perfluorodecane sulfonique	1%	0,5	0,011	0,00297	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		0	-	1823	-	
Perfluorooctanesulfonamide	1%	0,5	0,018	0,0038	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		0	-	730	-	
Sulfluramid	0%	0,5			0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)			-	-	730	-	
Acide pentacosafuorotridecanoïque	0	1	-	-	0,1	1.2.2018, COM (2017 753 final)	-		-	-	243	-	

Tableau 23 – Synthèse des données eaux souterraines sur les PFAS en France – extraction ADES (2010-2018)

Cas du PFOS

En ce qui concerne le PFOS (numéro Sandre 6560 pour la forme acide et 6561 pour le sel), on note que le nombre d'analyses est plus important pour la forme acide (environ 5 000 analyses) que pour la forme anionique (environ 3 000 analyses). Le nombre de stations de mesures prélevé est similaire pour les deux formes environ 1450. La fréquence de quantification est de 4% pour la forme sel et 12% pour la forme acide. Pour le PFOS sous forme de sel, les limites de quantification excèdent les critères de qualité retenus (pour 42% des analyses (pour le critère de 0,07 µg/L) et pour 5% des analyses pour le critère de 0,1 µg/L) : ce qui ne permet pas de comparer de nombreux résultats avec le premier critère de qualité retenu correspondant au critère pour l'Alimentation en Eau potable (AEP) de l'US-EPA.

La Figure 25 représente la cartographie du PFOS dans les eaux souterraines sous ces deux formes pour la France métropolitaine.

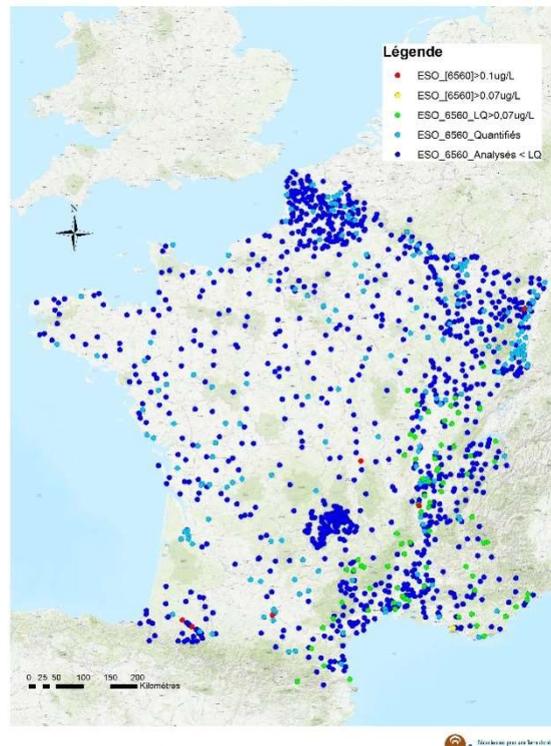
- en bleu foncé, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification ;
- en vert clair et orange, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification qui est supérieure aux critères de qualité retenus ;
- en bleu clair, sont symbolisées les analyses quantifiées (c'est-à-dire dépassant la limite de quantification) ;
- En jaune et rouge, sont symbolisées les analyses quantifiées qui dépassent les critères de qualité retenus (respectivement 0,07 µg/L et 0,1 µg/L).

On note que la répartition géographique des stations de mesure est très hétérogène :

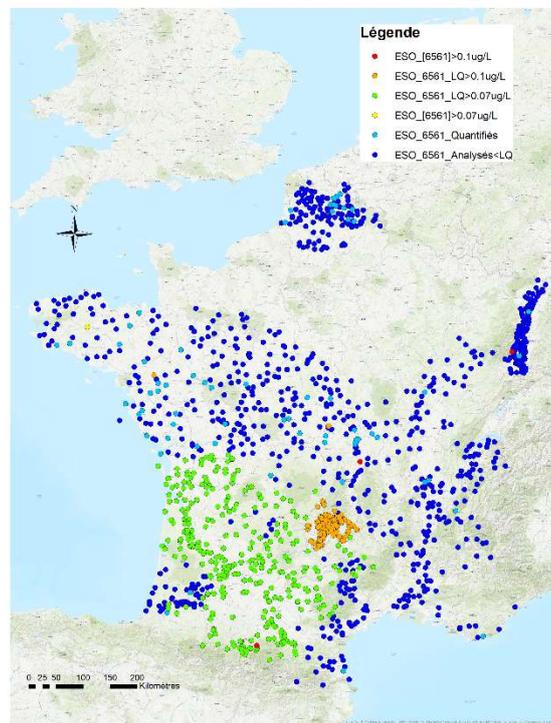
- Pour le PFOS sous forme acide (6560), il semble y avoir deux types de données : les données relatives aux campagnes exceptionnelles (avec une bonne représentativité géographique de la donnée, mais une densité de points faible) ; et des données plus denses dans certaines régions : le Massif central, la vallée du Rhône, le Languedoc-Roussillon, l'Alsace-Lorraine et l'Artois-Picardie.
- Pour le PFOS sous forme de sel, il n'y a pas de données sur le bassin Seine Normandie. De plus on note que dans le bassin Adour-Garonne les limites de quantification sont dans la majorité des cas supérieures aux critères de qualité retenus.

Des dépassements de critères (0,1 µg/L) sont observés pour 5 analyses pour la forme sel et 12 analyses pour la forme acide. Ces dépassements sont observables en Alsace, en vallée du Rhône, dans l'Allier et dans les Pyrénées.

Analyses et quantifications en Acide sulfonique de perfluorooctane - PFOS (6560)
Eaux souterraines - France (Extraction tout ADES)



Analyses et quantifications en Sulfonate de perfluorooctane (6561)
Eaux souterraines - France (Extraction tout ADES)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018

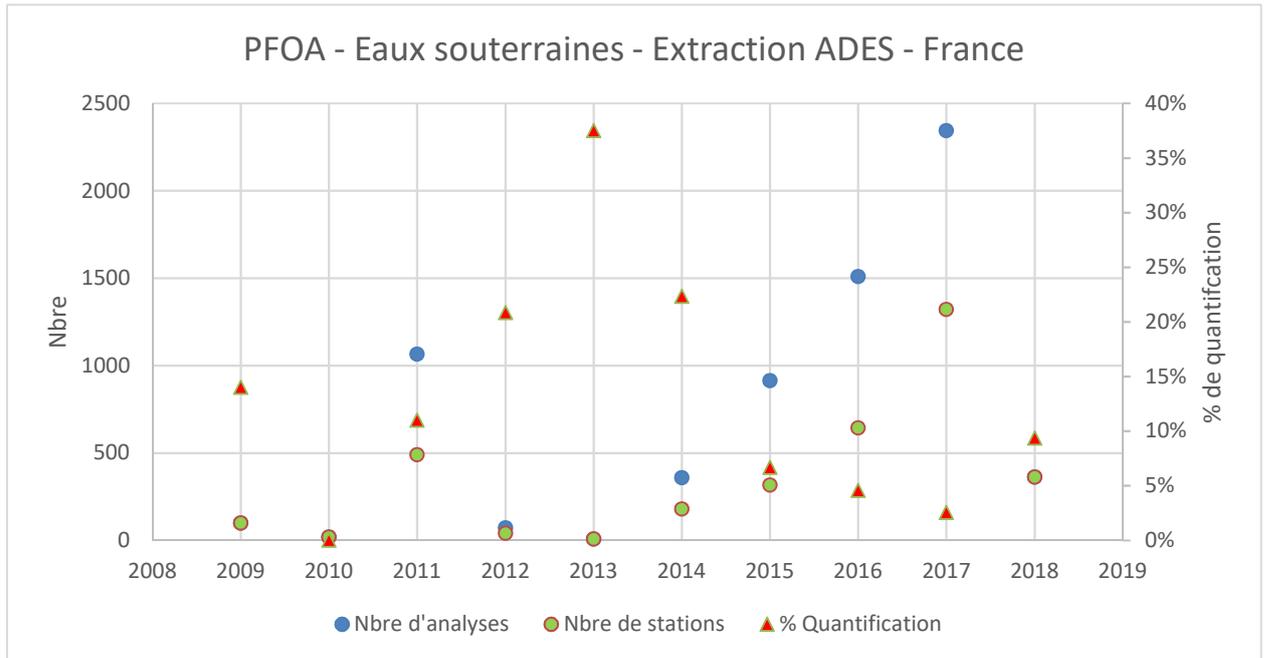


Figure 25 – Occurrence du PFOS (forme acide (6560) et forme de sel (6561)) dans les eaux souterraines – extraction ADES (2010-2018)

Cas du PFOA

En ce qui concerne le PFOA (numéro Sandre 5347), on note que 6500 analyses ont été réalisées dans les eaux souterraines représentant un total de 1920 stations de mesure.

En comptabilisant le nombre d'analyses, le nombre de stations et le nombre de quantification par année (Figure 26), on note que le nombre d'analyses et le nombre de stations ont augmenté entre 2015 et 2017. Sur la même période, le pourcentage de quantification a diminué.



5947 - Perfluorooctanoic acid (PFOA)	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	TOTAL
Nbre d'analyses	100	19	1065	72	8	358	914	1510	2344	363	6573
Nbre de stations	100	19	490	40	8	180	316	644	1322	362	1971
% Quantification	14%	0%	11%	21%	38%	22%	7%	5%	3%	9%	7%
[C] maximale	0,071		2,555	0,015	0,0016	0,01	0,038	0,1178	0,037	0,073	2,555
[C] moyenne	0,02		0,026	0,005	0,0012	0,0024	0,0083	0,0121	0,0049	0,0103	0,0124
Nbre de [C] > 0,65ug/L	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Nbre de [C] > 0,1ug/L	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2
LQ maximale	0,01	0,01	0,005	0,001	0,001	0,001	0,1	0,1	0,1	0,01	0,1
LQ > 0,65ug/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LQ > 0,1ug/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Figure 26 – Répartition du nombre d'analyses, du nombre de stations prélevées et du pourcentage de quantification des PFOA par année – extraction ADES (2009 – 2018)

La fréquence de quantification est de 7% (toutes périodes confondues). Les limites de quantification n'excèdent pas les critères de qualité retenus pour le PFOA.

La Figure 27 représente la cartographie du PFOA dans les eaux de surface pour la France métropolitaine :

- en bleu foncé, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification ;
- en vert clair et orange, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification qui est supérieure aux critères de qualité retenus ;

- en bleu clair, sont symbolisées les analyses quantifiées (c’est-à-dire dépassant la limite de quantification).
- en jaune et rouge, sont symbolisées les analyses quantifiées qui dépassent les critères de qualité retenus (respectivement 0,1 µg/L et 0,56 µg/L)

On note que selon la répartition géographique des stations de mesure, il semble y avoir deux types de données : celles relatives aux campagnes exceptionnelles (avec une bonne représentativité géographique de la donnée, mais une densité de points faible); et des données plus denses dans certaines régions : le Massif central, la vallée du Rhône, le Languedoc-Roussillon, l’Alsace-Lorraine et l’Artois-Picardie. Des dépassements de critères (0,1 µg/L) sont observés pour 2 analyses. Ces dépassements sont observables dans la vallée du Rhône.

Analyses et quantification en PFOAs - Eau souterraine France (Extraction tout ADES)

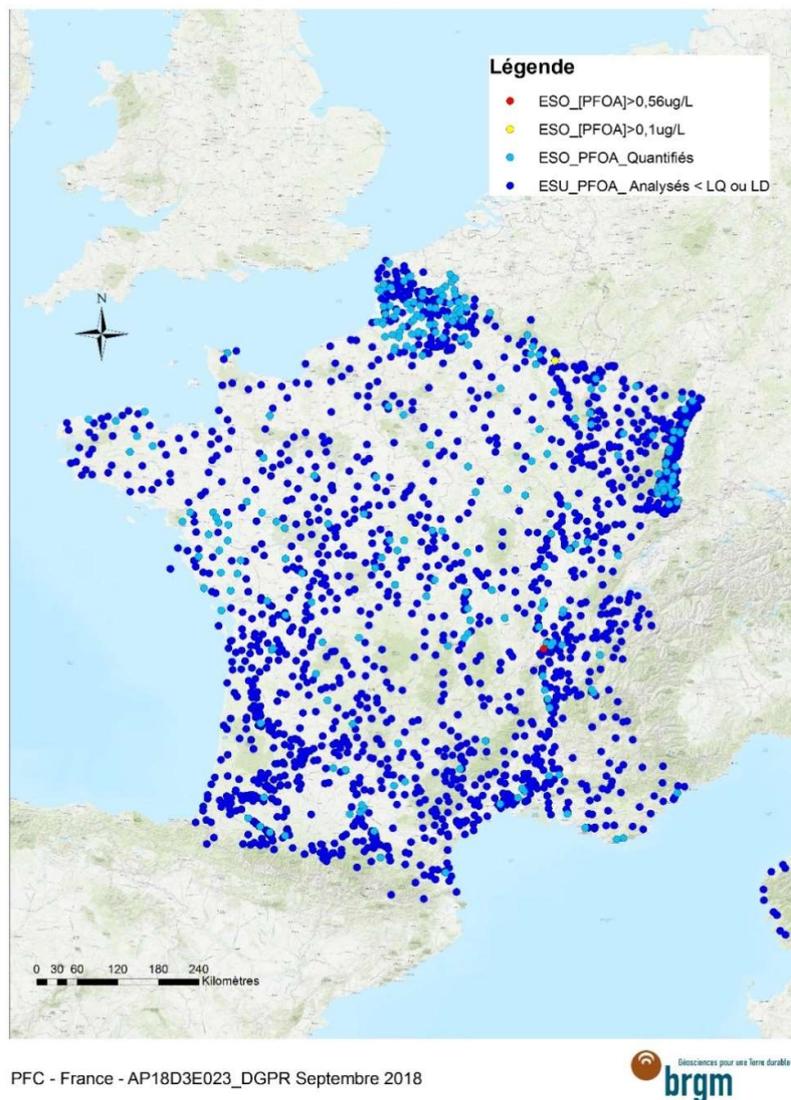


Figure 27 – Occurrence du PFOA dans les eaux souterraines – extraction ADES (2010-2018)

Autres PFAS

Pour les autres PFAS cartographiés (cf. Annexe 5), on note des dépassements du critère de qualité pour les PFAS suivantes :

- L'acide perfluorohexanesulfonique - PFHxS(6830) : 14 dépassements observés en Adour-Garonne, Région de Marseille et Massif central ;
- L'acide perfluorohexanoïque - PFHxA (5978) : 6 dépassements observés en Alsace, Rhône-Alpes, Adour-Garonne et Centre ;
- L'acide perfluoroheptanoïque – PFHpA (5977) : 2 dépassements observés en Rhin-Meuse. On note pour cette substance que les LQ utilisées dans le bassin Rhône-Méditerranée et la région de Bordeaux sont supérieures au critère de qualité de 3 µg/L. Ces données ne sont donc pas interprétables par rapport aux critères de qualité retenus.
- L'acide perfluorononanoïque – PFNA (6508) : 2 dépassements observés en Rhône-Alpes.

Aucun dépassement n'est observable pour l'acide perfluorodécanoïque (PFDA). On note pour cette substance que les LQ utilisées dans le bassin Rhône-Méditerranée sont supérieures au critère de qualité de 0,1 µg/L. Ces données ne sont donc pas interprétables par rapport à ce critère de qualité.

b) En Europe

Les deux sources majeures d'information sur la qualité des eaux en Europe sont les travaux de Loos et al. (2010) et ceux du groupe de travail dédié de la Commission Européenne (CIS WG GW, 2015).

Travaux de Loos et al. (2010)

Une campagne de qualité des eaux souterraines pour les composés organiques persistants a été menée à l'échelle européenne par Loos et al. (2010) en 2009 sur 164 échantillons d'eau souterraine répartis dans 23 pays (Figure 28). Douze PFAS ont été analysés lors de cette campagne (Tableau 24).

Compound	CAS no.
Perfluorinated compounds	
PFHxA: perfluorohexanoate	68259-11-0
PFHpA: perfluoroheptanoate	375-85-9
PFOA: perfluorooctanoate	335-67-1
PFOA- ¹³ C ₄	
PFNA: perfluorononanoate	375-95-1
PFNA- ¹³ C ₅	
PFBS: perfluorobutansulfonate	
PFHxS: perfluorohexansulfonate	
PFOS: perfluorooctansulfonate	1763-23-1
PFOS- ¹³ C ₄	
PFDA: perfluorodécanoate	335-76-2
PFUnA: perfluoroundécanoate	2058-94-8

Tableau 24 – PFAS analysés lors de la campagne européenne réalisée en 2009 (Loos, 2010)

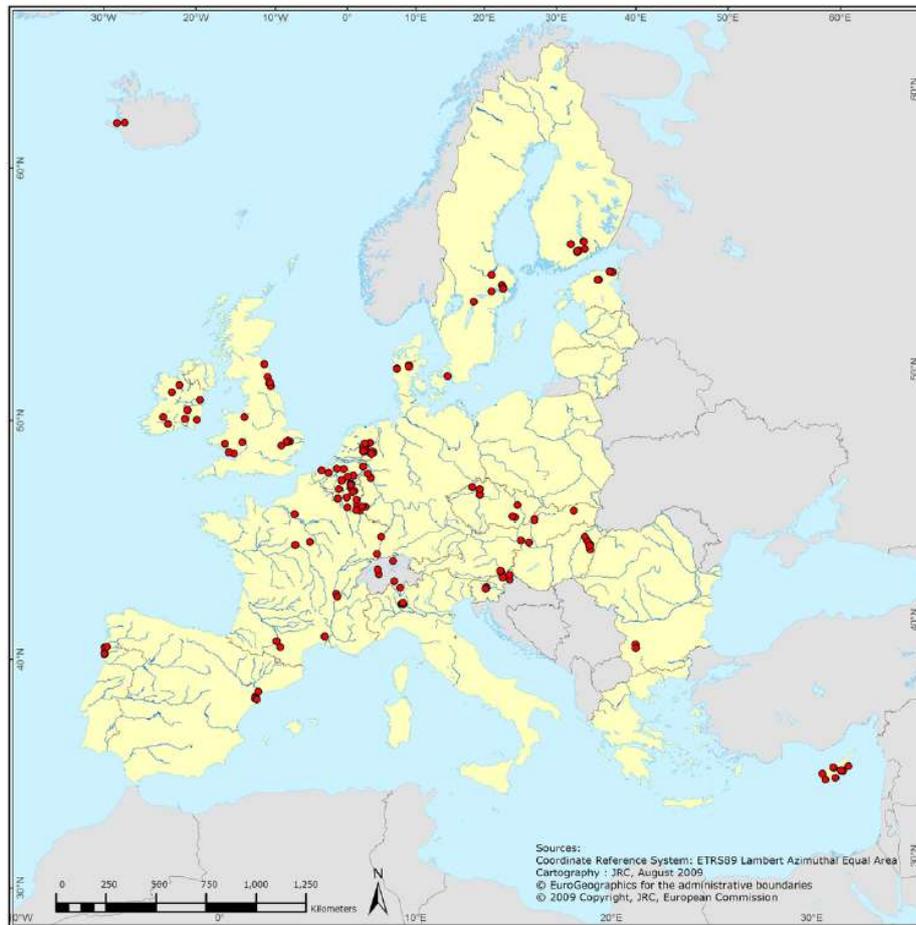


Figure 28 – Localisation des points de prélèvements de la campagne européenne réalisée sur les POP (les points de prélèvements sont manquants pour la Pologne et l’Autriche) – Loos et al. (2010)

Les limites de détection pour cette campagne étaient comprises entre 0,3 et 0,4 ng/L et les fréquences de détection étaient élevées pour le PFOA (65,9%), le PFOS (48,2%), puis pour le PFHxS (34,8%), le PFHpA (29,9%), le PFDNA (23,8%) et enfin le PFBS et le PFNA (15,2%). La concentration maximale a été observée pour le PFOS (0,135 µg/L) : C’est la seule concentration maximale observée qui excédait la limite de 0,1µg/L (Tableau 25).

Chemical	LOD [ng/L]	Freq [%]	max [ng/L]	Average [ng/L]	med [ng/L]	Per90 [ng/L]
PFOA	0.4	65.9	39	3	1	6
PFOS	0.4	48.2	135	4	0	11
PFHxS	0.4	34.8	19	1	0	5
PFHpA	0.4	29.9	21	1	0	1
PFDNA	0.4	23.8	11	0	0	1
PFBS	0.3	15.2	25	0	0	1
PFNA	0.4	15.2	10	0	0	0

Tableau 25 – Synthèse des résultats analytiques de la campagne européenne de 2009 (extrait de Loos et al., 2010)

Travaux de la commission européenne (CIS WG GW, 2015) – Extrait du rapport issu de Lopez (2018)

Dans le cadre de ses travaux sur l'établissement d'une liste de vigilance européenne concernant les molécules à surveiller prioritairement dans les eaux souterraines, le groupe de travail dédié de la Commission Européenne (CIS WG GW) a réalisé en 2015 un travail d'inventaire des données d'occurrence des PFAS disponibles à l'échelle européenne dans ce compartiment. Quinze Etats Membres ont fourni des informations sur leur état des connaissances concernant la présence des PFAS dans les eaux souterraines :

- 8 Etats Membres ont recherché au moins un de ces composés dans les eaux souterraines ;
- 7 Etats sur les 8 qui ont recherché les PFAS dans les eaux souterraines les ont retrouvés au moins une fois. Le huitième pays n'avait pas encore les résultats d'analyse au moment de l'inventaire ;
- 7 Etats n'ont pas encore recherché les PFAS dans les eaux souterraines.

Le Tableau 26 synthétise les résultats de cette enquête. A l'échelle européenne, sur les 28 composés poly et perfluoroalkylés détectés au moins une fois dans les eaux souterraines, 11 l'ont été sur plus de 10 % des sites investigués. Six PFAS ont été détectés sur plus d'1/4 des points échantillonnés en eau souterraine, l'ordre de prévalence constaté est le suivant :

PFBA > PFHxS > PFPeA > PFOA > PFBS > PFHxA

En ce qui concerne les concentrations observées on note que des concentrations supérieures à 0,1 µg/L sont observées.

Nom Molécule	CAS #	N sites	N >LoD	N >LoQ	≥ LoQ à 0.05 µg/L	≥ 0.05 à 0.1 µg/L	≥ 0.1 à 1.0 µg/L	≥ 1.0 à 3.0 µg/L	≥ 3.0 à 10.0 µg/L	≥ 10.0 µg/L	DéTECTÉ non quantifié	Fréquence de détection
acide perfluorooctanoïque (PFOA)	335-67-1	5736	1549	4225	1127	97	197	73	13	4	38	27%
sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	1763-23-1	6278	1430	4903	1155	132	65	11	5	7	55	23%
acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	307-24-4	4662	1175	3525	777	53	246	49	8	4	38	25%
sulfonate de perfluorohexane (PFHxS)	432-50-8	2328	873	1579	553	108	80	4	2	2	124	38%
acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	375-85-9	4224	817	3444	505	89	169	13	4	0	37	19%
acide perfluoropentanoïque (PFPeA)	2706-90-3	2452	701	1770	334	52	242	46	7	1	19	29%
sulfonate de perfluorobutane (PFBS)	375-73-5	2209	577	1725	455	6	21	0	0	2	93	26%
acide perfluorobutanoïque (PFBA)	375-22-4	1189	552	637	303	79	166	3	1	0	0	46%
acide perfluorononanoïque (PFNA)	375-95-1	3752	195	3559	179	6	7	1	0	0	2	5%
acide perfluorodécanoïque (PFDA)	335-76-2	2945	173	2773	169	0	3	0	0	0	1	6%
acide perfluorododécanoïque (PFDoA)	307-55-1	2830	62	2768	59	3	0	0	0	0	0	2%
acide perfluoroundécanoïque (PFUnA)	2058-94-8	2711	42	2669	40	1	1	0	0	0	0	2%
sulfonate de perfluoroheptane (PFHpS)	357-92-8	787	77	710	72	4	1	0	0	0	0	10%
Perfluorooctane Sulfonamide (PFOSA)	754-91-6	1715	22	1693	17	1	4	0	0	0	0	1%
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorooctanesulfonic Acid (H4-PFOS (6:2 FTS))	27619-97-2	518	31	487	24	2	5	0	0	0		6%
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorodecanesulfonic Acid (H4-PFDeS (8:2 FTS))	39108-34-4	242	24	218	21	2	1	0	0	0		10%
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluoroundecanesulfonic Acid (H4-PFUdS (10:2 FTS))	120226-60-0	466	19	447	19	0	0	0	0	0		4%
6:2 Fluortelomerphosphatediester (6:2 diPAP)	57677-95-9	122	13	109	13	0	0	0	0	0		11%
sulfonate de perfluorodécane (PFDS)	333-77-3	693	3	690	3	0	0	0	0	0	0	0%

Nom Molécule	CAS #	N sites	N >LoD	N >LoQ	≥ LoQ à 0.05 µg/L	≥ 0.05 à 0.1 µg/L	≥ 0.1 à 1.0 µg/L	≥ 1.0 à 3.0 µg/L	≥ 3.0 à 10.0 µg/L	≥ 10.0 µg/L	Détecté non quantifié	Fréquence de détection
acide perfluorotétradécanoïque (PFTeDA)	376-06-7	1197	4	1193	2	2	0	0	0	0	0	0%
acide perfluorooctadécanoïque (PFODA)	16517-11-6	107	3	104	3	0	0	0	0	0		3%
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorohexanesulfonic Acid (H4-PFHxS (4:2 FTS))	757124-72-4	240	2	238	1	1	0	0	0	0		1%
acide perfluorohexadécanoïque (PFHxDA)	67905-19-5	107	2	105	2	0	0	0	0	0		2%
8:2 Fluortelomerphosphatediester (8:2 diPAP)	678-41-1	35	0	35	0	0	0	0	0	0		0%
N-Ethyl-Perfluorooctane Sulfonamide (N-EtFOSA)	4151-50-2	1065	0	1065	0	0	0	0	0	0	0	0%
N-Ethyl-Perfluorooctane Sulfonamidoethanol (N-EtFOSE)	1691-99-2	5	0	5	0	0	0	0	0	0		0%
N-Methyl-Perfluorooctane Sulfonamide (N-MeFOSA)	31506-32-8	5	0	5	0	0	0	0	0	0		0%
N-Methyl-Perfluorooctane Sulfonamidoethanol (N-MeFOSE)	24448-09-7	5	0	5	0	0	0	0	0	0		0%

Tableau 26 – Liste des PFAS détectés et quantifiés dans les eaux souterraines en Europe (enquête 2016 du CIS working group groundwater de la Commission Européenne) (Lopez, 2018).

Les limites de détection sont variables entre les deux campagnes (2009 (Loos et al) et 2015). On note cependant que les pourcentages de détection sont très variables entre les deux campagnes notamment pour le PFOA et le PFOS pour lesquels les pourcentages de détection sont deux fois plus importants pour la campagne de 2009 que pour la campagne de 2015.

En 2015, de nombreux dépassements de 0,1 µg/L sont observables pour le PFHxA, le PFPeA, le PFOA, le PFHpA et le PFBA. En terme de pourcentage d'analyses dépassant 0,1 µg/L on note les tendances suivantes :

- PFBA – 14% (pour 170 dépassements pour 1189 analyses)
- PFPeA – 12% (pour 296 dépassements pour 2452 analyses)
- PFHxA -7% (pour 307 dépassements pour 4662 analyses)
- PFOA – 5% (pour 287 dépassements pour 5736 analyses)
- PFHpA -5% (pour 186 dépassements pour 4224 analyses)

Des dépassements moins nombreux et moins fréquents sont notés pour le PFHpA, le PFHxS, le PFOS, le PFBS et le 1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorooctanesulfonic Acid (H4-PFOS (6:2 FTS)).

Lors de la campagne de 2009, seul les concentrations en PFOS dépassaient 0,1 µg/L.

Travaux Suisses (Mache, 2019)

En Suisse, des campagnes d'analyses sur les PFAS (27 PFAS incluant PFOS, PFOA, PFHxS, PFHxA) ont eu lieu en 2018 sur 5 cantons et ont permis de collecter 89 échantillons pour les eaux souterraines (puits d'observation, puits d'eau potable, résurgence de nappes). Les résultats pour les eaux de surface (Mache, 2019) montrent pour le PFOS que 39% des échantillons sont inférieurs à la LQ (0,001 µg/L), 57% des échantillons sont inférieurs au seuil défini en Suisse (0,3 µg/L) et 4% sont supérieurs au seuil (avec des concentrations pouvant atteindre 5 µg/L en PFOS).

c) Au niveau international

Dans son rapport de 2011, l'ANSES a compilé des données bibliographiques sur les teneurs en composés perfluorés dans le milieu aquatique à l'international. Des données dans les eaux souterraines ont été renseignées pour le Japon avec sur 16 échantillons collectés une concentration moyenne de 0,024 µg/L en PFOS et une concentration maximale observée à 0,330 µg/L.

En Australie, une revue de plus de 12000 prélèvements en eaux (surface et souterraine) sur les sites ayant utilisés des mousses extinctrices a été compilée (Mitchell, 2019) et montre que les PFAS sont détectés dans de nombreux cas et peuvent atteindre des concentrations importantes.

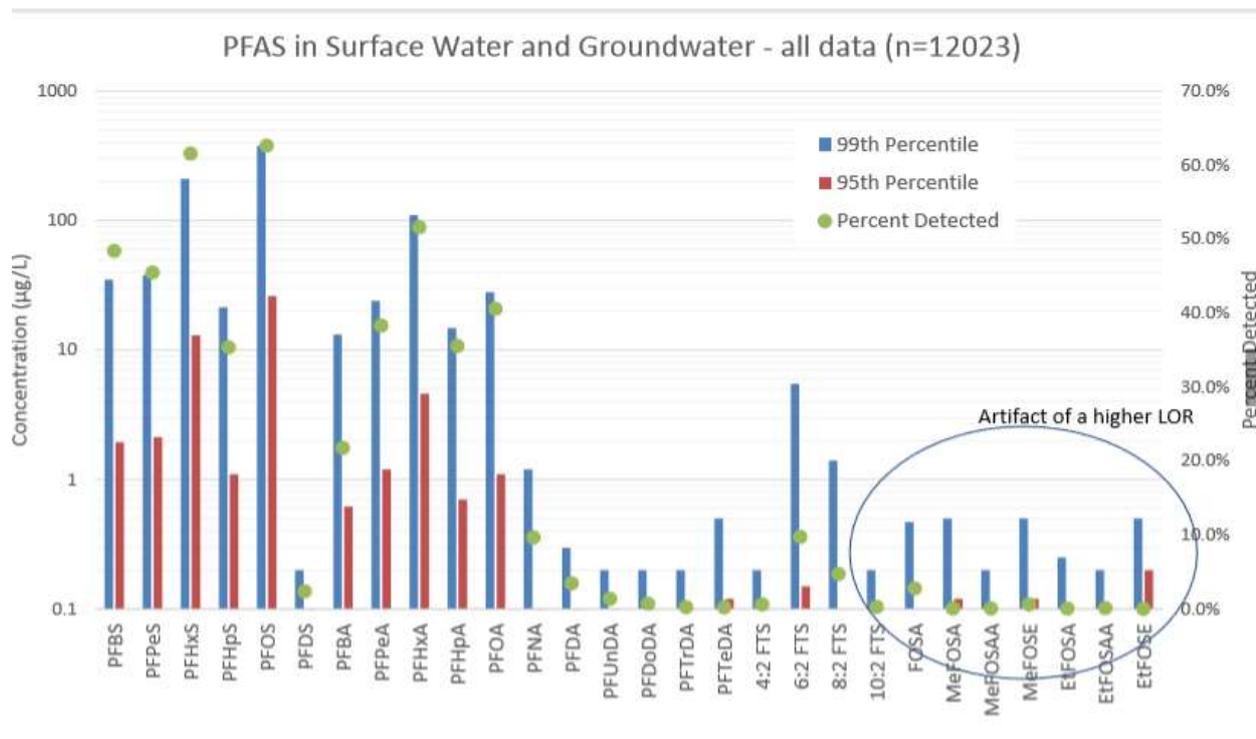


Figure 29 – Compilation de 12 000 mesures dans les eaux sur des sites ayant utilisés des mousses extinctrices (Mitchell, 2019)

4.2. MILIEU SOL, SEDIMENTS ET BOUES

4.2.1. Occurrence dans les sols

Les analyses en PFAS des sols sont beaucoup moins nombreuses que celles disponibles sur les eaux. De plus ces analyses ont été réalisées dans la plupart des cas pour des études spécifiques (à l'échelle d'un site par exemple) et ne sont dans la majorité des cas pas bancarisées dans une banque centrale de données. Dans ce contexte la synthèse des données sols présentée ci-dessous n'est pas exhaustive et illustre quelques jeux de données et exemples considérés intéressants.

Les PFAS présents dans les sols proviennent soit d'une migration des substances d'origine industrielle, d'un transfert à partir des milieux impactés (installations de stockages de déchets, lixiviats, boues) ou d'un dépôt atmosphérique.

a) En Europe

En France, des PFAS ont été mesurés dans les sols au droit des aires d'entraînement anti-incendie (Dauchy, 2019a). Ainsi au niveau de la zone d'exercice la concentration maximale observée était de 8700 µg/kg. La migration des PFAS dans la zone non saturée a elle aussi été constatée avec des cas de traces en surface et une occurrence plus franche en profondeur (concentrations entre 2 et 56 µg/kg). Les pourcentages de quatre types de PFAS (PFSA, PFCA, précurseur du PFOS et des fluorotéломères (FT)) ont été établis sur les échantillons de sols et ont montré une forte corrélation entre le PFSA et les FT. Dans les carottes de sols plus profonds, on observe une diminution des concentrations quand la profondeur augmente. Cependant les profils de concentrations sont très variables selon les échantillons (répartition entre PFSA, PFCA,

FT et précurseurs du PFOS très variable, gammes de concentrations très variables, etc..). Ainsi, il demeure une grande difficulté à appréhender le comportement de ces substances. Les concentrations en FT diminuent généralement avec la profondeur ; les concentrations en PFSA et PFCA sont généralement plus constantes selon la profondeur. Des PFAS ont été retrouvés à plus de 15 m de profondeur (dans la ZNS).

En France, des concentrations en PFAS dans les sols ont aussi été retrouvées en aval d’un site de production de fluorotélomères (Dauchy, 2017a). Les concentrations observées dans les sols ont été attribuées à un transport et dépôt aérien provenant du site de production. Les concentrations mesurées étaient comprises entre 5 et 655 µg/kg pour le PFCA, 335 et 2237 µg/kg pour le FTSA (acide sulfonique de fluorotélomère); 2,3 et 238 µg/kg pour le FTOH (fluorotélomère alcool).

Au Pays-Bas, de manière similaire, des concentrations dans les sols ont été mesurées à proximité d’un site de production des PFOA (Zeilmaker, 2016). Les PFOA ont été retrouvés à plus de 20km du site dans le sens de la direction des vents, montrant que la voie de migration atmosphérique peut impacter les sols à plusieurs dizaines de kilomètres de la source. Dans cette même étude, le produit de remplacement type GenX a été retrouvé dans les puits AEP en aval du site dû à sa plus grande mobilité que le PFOA. Une campagne plus large, réalisée à Dordrecht et Haarlemmermeer / A’dam, montre que les PFAS sont observés de manière ubiquitaires dans les sols (cf. Figure 30).

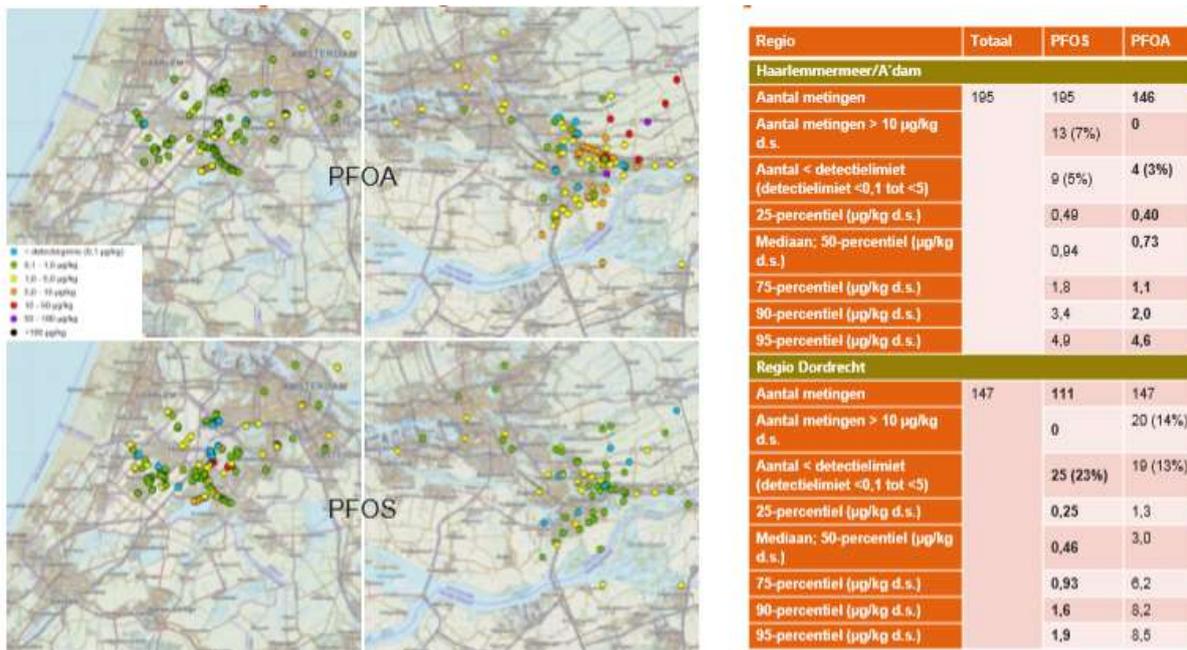


Figure 30 – Concentrations dans les sols en PFOS et PFOA à proximité d’un site de production (Zeilmaker, 2016)

Des PFOA ont été mesurés dans les sols dans les aéroports en Allemagne et sur un site de fabrication des PFAS en Italie (projet LIFE PHOENIX, https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=6206).

b) A l'international

L'ITRC (2018) fait la synthèse des mesures de PFAS dans le sol sur le territoire américain et note que les concentrations en PFAS mesurées dans les sols correspondent aux activités suivantes : zone d'entraînement de lutte incendie (9700µg/kg PFOS) > sols amendés avec des boues (438 µg/kg PFOS) ; sites industriels (48 µg/kg of PFOA); Site sans proximité avec des sources de PFAS (3,27 µg/kg PFSA).

Une étude menée pour le SERDP (Strategic Environmental Research and Development Program) par Stroo (2019), montre que les sites ayant utilisés des mousses anti-incendie contiennent des PFAS dans la zone non saturée (cf. Figure 31).

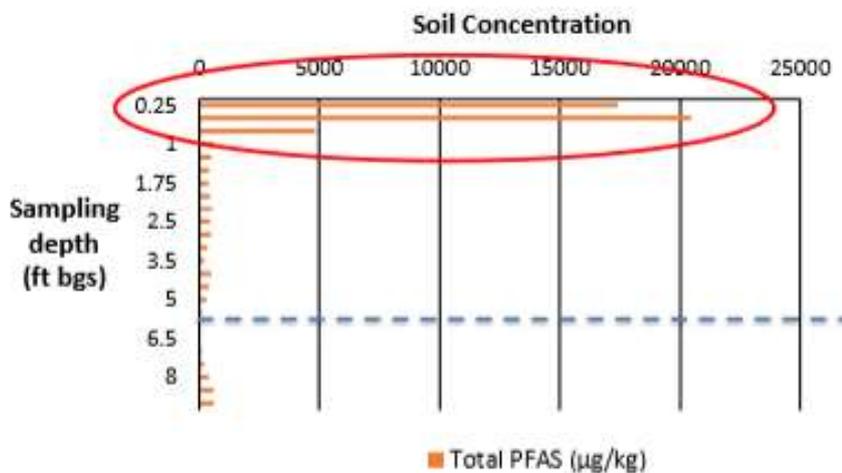


Figure 31 – Concentrations dans les sols de la zone non saturée – site ayant utilisé des mousses anti-incendie (Stroo, 2019)

Une étude menée pour le département de la défense regroupant des analyses de sols sur 20 sites militaires montre que les PFAS sont détectés dans le sol et leur lixiviat dans 1070 des 1618 échantillons de sols étudiés (soit 2/3 des échantillons) (Mitchell, 2019b). Une corrélation entre les concentrations mesurées dans les sols et les lixiviats est présentée en Figure 32 et montre une bonne corrélation pour 14 des 20 sites étudiés.

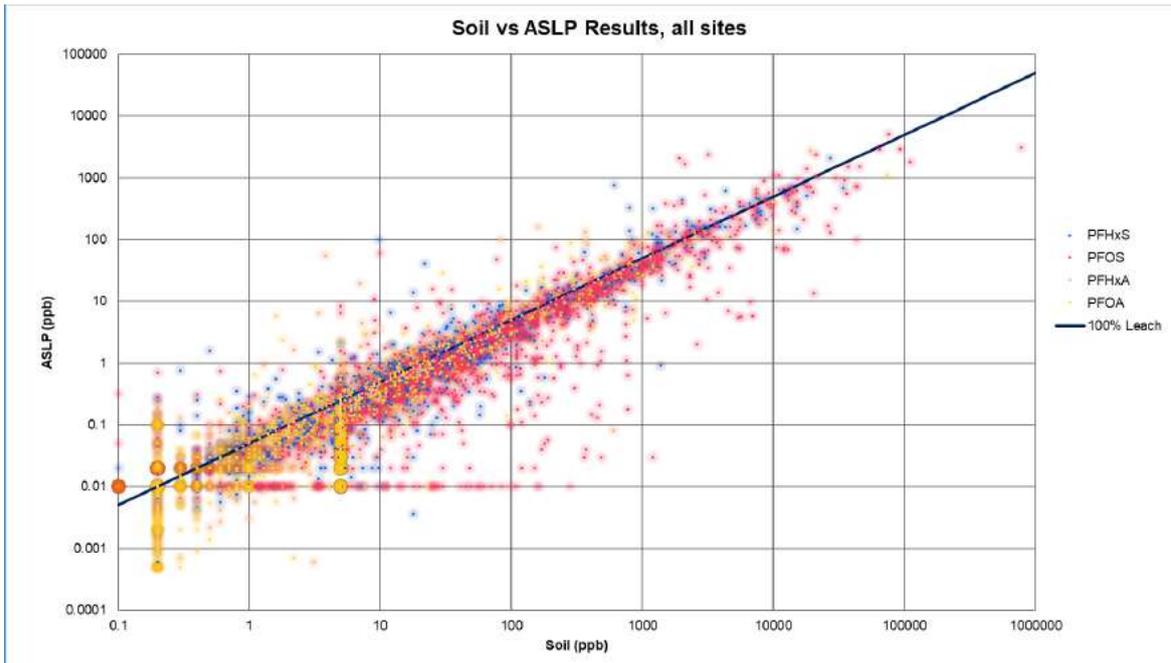


Figure 32 – Corrélation entre les concentrations dans les sols et leurs lixiviats – Bases militaires américaines (Mitchell, 2019b)

4.2.2. Occurrence dans les sédiments

a) En France

Afin de faire l’état des lieux de la présence des PFAS dans les sédiments en France, une extraction NAIADES a été réalisée en septembre 2018 (www.naiades.eaufrance.fr). Des données sur la qualité des sédiments ont été recherchées pour 25 substances dans la période 2010-2018. Seules 6 d’entre elles ont des données qualité sous NAIADES (cf. Tableau 27). On note que le PFOS est renseigné selon plusieurs codes SANDRE (5348, 6560, 6561) selon notamment sa forme ionique.

Substances	SANDRE	Nb d’analyses	Nb de Station	Période
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	5347	981	653	2012-2017
Sulfonate de perfluorooctane	5348	25	25	2010
Acide perfluoro-n-hexanoïque	5978	357	336	2015-2017
Acide sulfonique de perfluorooctane	6560	1037	722	2010-2017
Perfluorohexanesulfonic acid	6830	357	310	2015-2017
Sulfonate de perfluorooctane	6561	702	476	2011-2017

Tableau 27 – Substances extraites sous NAIADES – Sédiments – extraction NAIADES (2010-2018)

Le nombre de stations et d’analyses est très variable selon les substances PFAS extraites. Certains possèdent un nombre d’analyses moyen (environ 1000) et d’autres possèdent un nombre d’analyses faible (entre 250 et 700).

Les données extraites ont été discutées selon leur fréquence de quantification, leur concentration maximale et leur concentration moyenne, et le nombre d'analyses dépassant des critères de qualité sélectionnés. Les critères de qualité retenus pour les eaux de surface sont les suivants :

- PFOS, PFOA, PFHxS et PFHxA : le critère 1 (NC1) 400 µg/kg correspond au critère défini pour les sols au Danemark.

Les résultats du traitement des données « sédiments » sont présentés dans le Tableau 28.

Substances	SANDRE	Période	Fréquence de quantification (%)	LQ max (µg/kg)	[C] max (µg/kg)	[C] moyenne (µg/kg)	NQ (1)	[C] > NQ (1)	LQ > NQ (1)
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	5347	2012-2017	0,1% (1 analyse)	100	57	57	400	0	0
Sulfonate de perfluorooctane	5348	2010	0	500	-	-	400	-	-
Acide perfluoro-n-hexanoïque	5978	2015-2017	0	11	-	-	400	-	-
Acide sulfonique de perfluorooctane	6560	2010-2017	0,2% (2 analyses)	100	9,1	8,85	400	0	0
Perfluorohexanesulfonic acid	6830	2015-2017	0	20	-	-	400	-	-
Sulfonate de perfluorooctane	6561	2011-2017	2%	500	19	9,84	400	-	12

Tableau 28 – Résultats du traitement des données « sédiments » – extraction NAIADES (2010-2018)

Cas du PFOS

Les 25 analyses concernant le code SANDRE 5348 (PFOS sous forme de sel) ne font pas partie de l'interprétation qui suit. En ce qui concerne le PFOS (numéro Sandre6560 et 6561 selon la forme acide ou sel), on note que les analyses et les stations de mesures pour la forme sel (6561) sont moins nombreuses (702 analyses et 476 stations) que celles réalisées pour la forme acide (6560) (1037 analyses et 722 stations).

La fréquence de quantification est de 2% pour la forme sel et 0,2% pour la forme acide. Pour le PFOS sous forme de sel, la limite de quantification excède le critère de qualité retenus pour 2% des analyses. Aucune des analyses quantifiées ne dépasse le critère de qualité retenu.

La Figure 33 représente la cartographie du PFOS dans les sédiments pour ses deux formes pour la France métropolitaine.

- en bleu foncé, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification ;
- en vert clair, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification qui est supérieur aux critères de qualité retenus ;
- en bleu clair, sont symbolisées les analyses quantifiées (c'est-à-dire dépassant la limite de quantification).

On note que la répartition géographique des stations de mesure est très hétérogène : pour le PFOS sous forme acide, il y a des données uniquement sur le bassin Rhône-Méditerranée et le bassin Seine-Normandie (quelques données sont également disponibles pour le bassin de la Loire). Pour le PFOS sous forme de sel, les données sont uniquement disponibles sur le bassin de Seine-Normandie et en Bretagne (avec une LQ supérieure au seuil retenu).

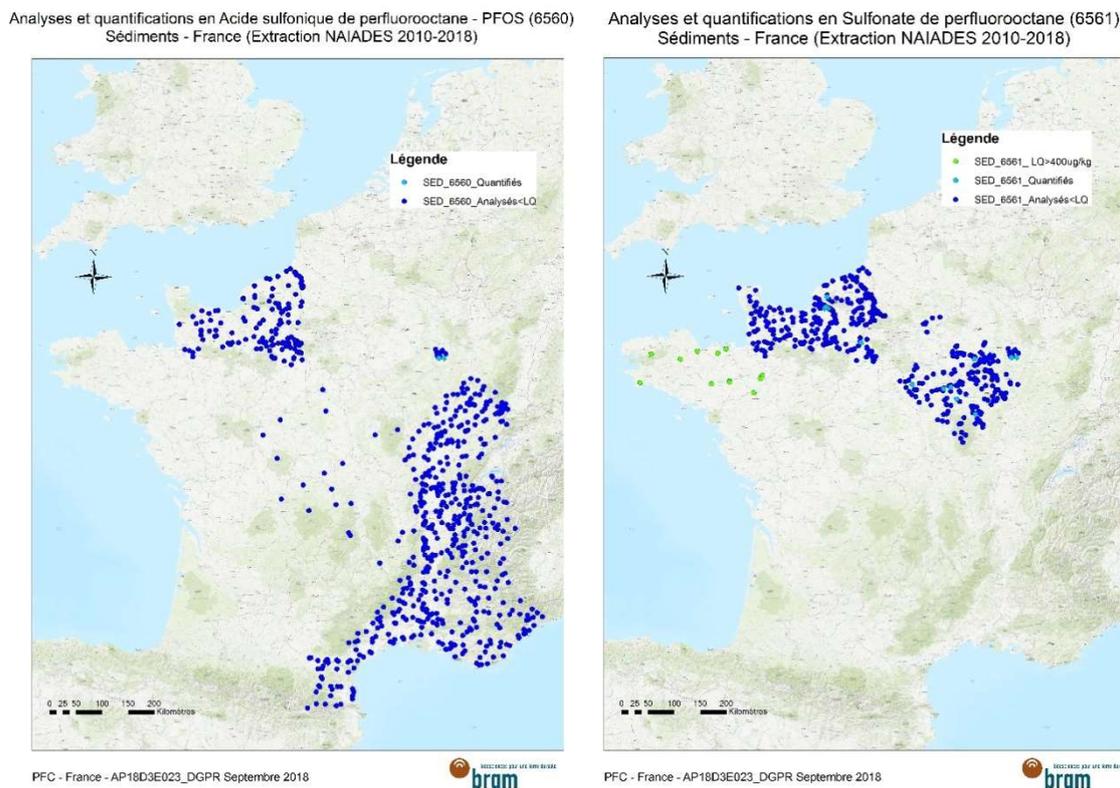


Figure 33 – Occurrence du PFOS (forme acide (6560) et forme de sel (6561)) dans les sédiments – extraction NAIADES (2010-2018)

Cas du PFOA

En ce qui concerne le PFOA (numéro Sandre 5347), on note que 981 analyses ont été réalisées dans les sédiments représentant un total de 653 stations de mesure.

Une seule analyse est quantifiée. Cette analyse ne dépasse pas le critère de qualité retenu.

La Figure 34 représente la cartographie du PFOA dans les sédiments pour la France métropolitaine.

- en bleu foncé, sont symbolisées les analyses ne dépassant pas la limite de quantification ;
- en bleu clair, est symbolisée l’analyse quantifiée (c’est-à-dire dépassant la limite de quantification).

On note que la répartition géographique des stations de mesure est très hétérogène : Les données sont uniquement disponibles pour le bassin Seine-Normandie et le bassin Loire-Bretagne.

Analyses et quantifications en PFOAs - Sédiments
France (Extraction NAIADES 2010-2018)

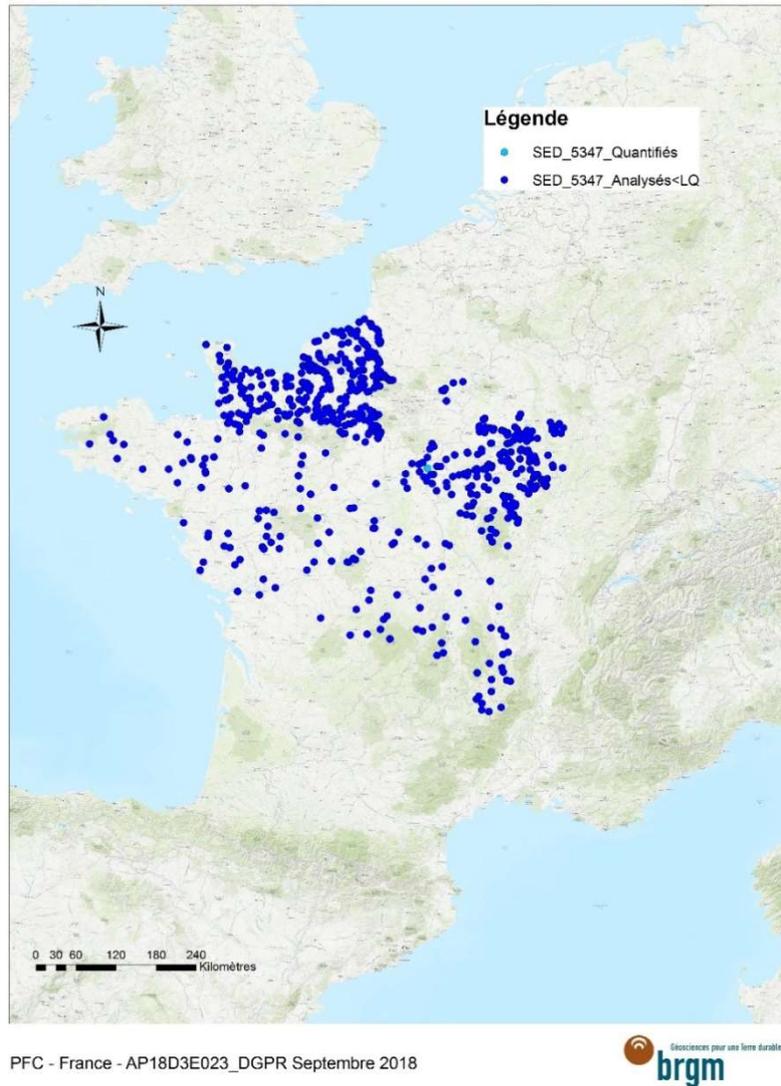
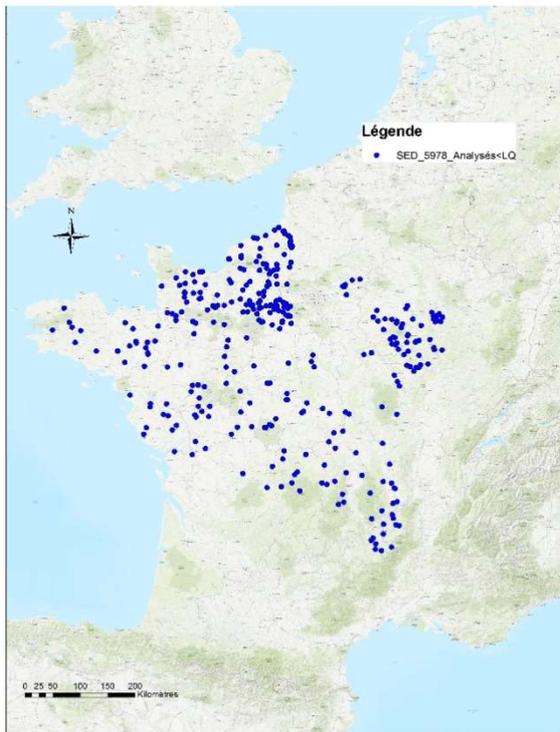


Figure 34 – Occurrence du PFOA dans les sédiments – extraction NAIADES (2010-2018)

Autres PFAS

Pour l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA) et l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS) on note que sur les 350 analyses effectuées (correspondant à environ 300 stations de mesure), aucune quantification n'est observée. On note que seules les analyses pour le bassin Seine-Normandie et Loire-Bretagne sont disponibles (cf. Figure 35).

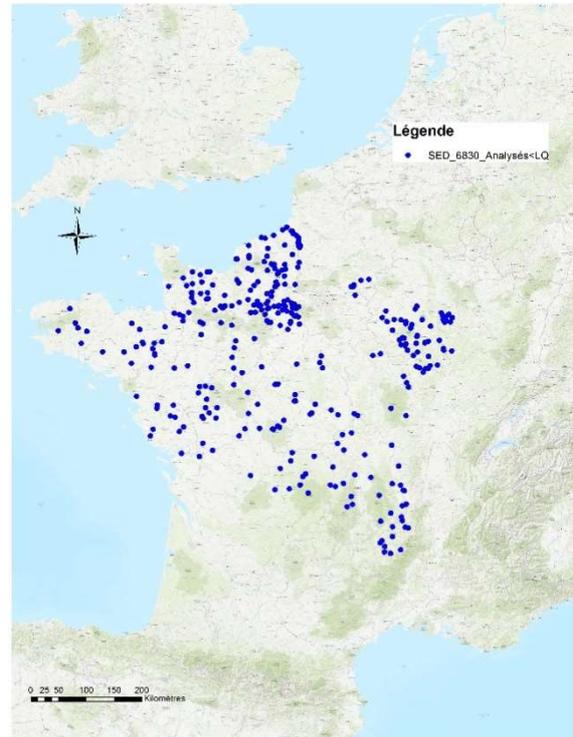
Analyses et quantifications en Acide perfluoro-n-hexanoïque (5978)
Sédiments - France (Extraction NAIADES 2010-2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



Analyses et quantifications en Perfluorhexanesulfonic acid (6830)
Sédiments - France (NAIADES 2010-2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



Figure 35 – Occurrence du PFHxA et PFHxS dans les sédiments - extraction NAIADES (2010-2018)

h) En Europe et à l'international

PFOS

L'occurrence des PFAS dans les sédiments a fait l'objet d'un petit nombre d'études (ANSES, 2011). Les concentrations les plus élevées ont été observées pour le PFOS (11 µg/kg MS (matière sèche)), le FOSA (6,5 µg/kg MS) et le PFOA (6,3 µg/kg MS). Les concentrations en PFOS et dérivés dans les sédiments recensées dans la littérature sont présentées dans le Tableau 29 ci-après.

Substance	Site	Nbr d'échantillons	Concentration moyenne	Gamme de concentration	Référence
PFOS	Sédiments (Autriche)	19	< 0,94 ng/g sec	< 0,94 ng/g sec	Clara <i>et al.</i> , 2009
PFOS	Sédiments (Europe du Nord)	18	0,22 ng/g	< 0,05 - 1,01	Kallenborn <i>et al.</i> , 2004
PFOS	Sédiments (Pays-Bas)	19		0,5 - 8,7 ng/g sec	Kwadijk <i>et al.</i> , 2010 cités par Anses, 2011
PFOS	Sédiments (Japon)	9	2,4 ng/g sec	< 2,2 - 11 ng/g sec	Senthilkumar <i>et al.</i> , 2007 cités par Anses, 2011
PFOS	Sédiments (Etats-Unis)	17	0,9 ng/g sec	< 0,4 - 3,76 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011
PFOS	Sédiments (Suède)	9	0,4 ng/g	< 0,2 - 1,6 ng/g	Woldegiorgis <i>et al.</i> , 2006
PFOS	Sédiments (Chine)	22	0,54 ng/g sec	< 0,12 - 3,1 ng/g sec	Bao <i>et al.</i> , 2010
N-EtFOSA	Sédiments (Autriche)	19	< 0,27 ng/g sec	< 0,27 ng/g sec	Clara <i>et al.</i> , 2009
N-EtFOSAA	Sédiments (Etats-unis)	17	0,52 ng/g sec	< 0,24 - 3,94 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011
N-MeFOSAA	Sédiments (Etats-unis)	17	0,33 ng/g sec	< 0,24 - 1,67 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011
FOSA	Sédiments (Autriche)	19	< 0,15 ng/g sec	< 0,15 ng/g sec	Clara <i>et al.</i> , 2009
FOSA	Sédiments (Europe du Nord)	18	< 0,018 ng/g	< 0,018 ng/g	Kallenborn <i>et al.</i> , 2004
FOSA	Sédiments (Japon)	9	1,7 ng/g sec	< 1,5 - 6,5 ng/g sec	Senthilkumar <i>et al.</i> , 2007 cités par Anses, 2011
FOSA	Sédiments (Suède)	9	< 0,1 ng/g	< 0,1 ng/g	Woldegiorgis <i>et al.</i> , 2006
FOSAA	Sédiments (Etats-Unis)	17	< 0,12 ng/g sec	< 0,12 - 1,12 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011

Tableau 29 – Compilation de données PFAS dans les sédiments (ANSES, 2011)

PFAS

En complément de la compilation de l'ANSES, d'autres données ont été publiées depuis 2011 :

- Des données sur le lac Ontario, sur de nombreux lacs et réservoirs chinois ont été compilées (Qi et al, 2016 ; Yeung et al, 2013 ; Pan et al, 2014) – les concentrations maximales mesurées dans les sédiments du lac d'Ontario en PFOS, PFOA et PFAA sont de l'ordre de 10 à 100 µg/kg ; les concentrations mesurées en Chine dans les sédiments varient entre 0,086 µg/kg et 5,79 µg/kg.
- Rankin, 2016 et Strynar, 2012 montrent que l'on trouve dans les sédiments globalement, de manière prédominante, le PFOS, le PFOA et d'autres PFAS à chaîne longue.
- En Australie, 28 bases militaires ont fait l'objet de campagnes de mesure entre 2016 et 2019 dans les sédiments se situant à moins de 500 m de la zone source en PFAS (Mitchell,

2019 ; cf. Figure 36). Les concentrations en PFAS les plus importantes correspondent aux concentrations en PFOS (>500 µg/kg) et en PFHxS (>50 µg/kg).

- En France (Bach, 2017, Dauchy, 2017a), des PFAS ont été retrouvés dans les sédiments de rivière en aval d’un site de production de fluorotélomères avec des concentrations comprises entre 52 et 176 µg/kg pour le PFunDA et 30 à 176 µg/kg pour le PFtrDA.

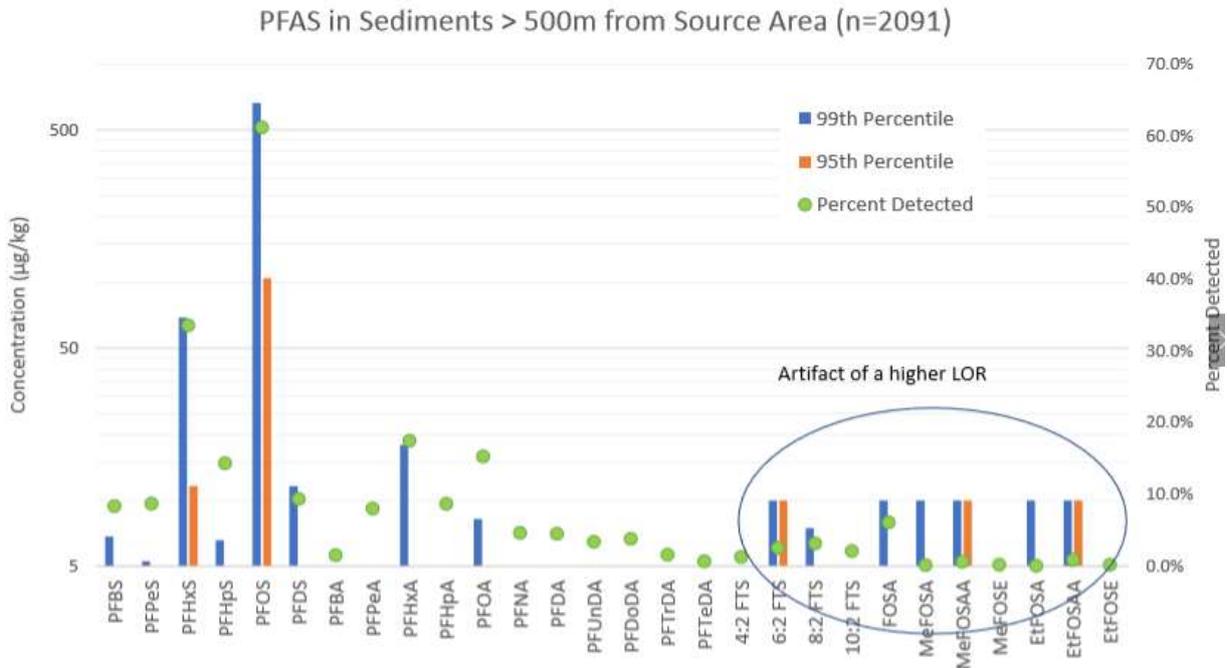


Figure 36 – Concentrations dans les sédiments à l’aval de 28 bases militaires (Mitchell, 2019)

4.2.3. Occurrence dans les boues de STEP / Biosolides

Les PFAS ont été mesurés dans des boues de station d’épuration (Higgins, 2005). Les boues d’épuration pouvant être utilisées comme produits d’épandage agricole, la présence de PFAS dans les boues d’épuration peut entraîner un transfert des PFAS des boues vers le sol (ITRC, 2018).

Une synthèse des données portant sur les concentrations en PFOS dans les boues de STEP a été réalisée par l’INERIS (2012b). Cette synthèse inclut des données d’états européens et d’autres pays, mais ne comprend pas de données françaises. Les concentrations en PFOS fluctuent entre <0,18 µg/kg et 308 µg/kg (cf. Tableau 30).

Campo (2014) a analysé 21 PFAS (C4-C14, C16, C18 carboxylates et C4-C8 et C10 sulfonates et C8 sulfonamides (FOSA)) dans des boues provenant de 16 stations d’épuration espagnoles. Les PFAS ont été retrouvés dans tous les échantillons sauf 2. Les concentrations maximales étaient 1 790 µg/kg pour le PFOS et 1880µg/kg pour le PFBA.

Substance	Site	Nombre d'échantillons	Concentration moyenne	Gamme de concentration	Référence
PFOS	Boues de 6 STEP (Canada)	6	104 ng/g	0,07 - 460 ng/g	D'Eon <i>et al.</i> , 2009 cités par Anses, 2011
PFOS	Boues de 15 STEP (Europe du Nord)	19	0,53 ng/g	0,05 - 2,6 ng/g	Kallenborn <i>et al.</i> , 2004
PFOS	Boues de 15 STEP (Suède)	15	6,3 ng/g	0,43 - 35 ng/g	Woldegiorgis <i>et al.</i> , 2006
PFOS	Boues de 9 STEP (Etats-Unis)	12	308 ng/g sec	14,4 - 2 610 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011
PFOS	Boues de 2 STEP (Etats-Unis)	5	187 ng/g sec	32,2 - 418 ng/g sec	Yoo <i>et al.</i> , 2009
PFOS	Boues de 2 STEP (Etats-Unis)	10	31 ng/g sec	< 10 - 65 ng/g sec	Sinclair et Kannan, 2006 cités par Anses, 2011
PFOS	Boues de 22 STEP (Corée)	22	10 ng/g sec	< 3 - 54,1 ng/g sec	Guo <i>et al.</i> , 2010

PFOS	Boues de 2 STEP (Singapour)	6	295 ng/g sec	30,7 - 702 ng/g sec	Yu <i>et al.</i> , 2009
FOSA	Boues de 15 STEP (Europe du Nord)	19	< 0,018 ng/g	< 0,018 - 0,09 ng/g	Kallenborn <i>et al.</i> , 2004
FOSA	Boues de 15 STEP (Suède)	15	0,31 ng/g	< 0,2 - 1 ng/g	Woldegiorgis <i>et al.</i> , 2006
FOSAA	Boues de 9 STEP (Etats-Unis)	12	10 ng/g sec	< 3 - 62,1 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011
N-EtFOSAA	Boues de 9 STEP (Etats-Unis)	12	113 ng/g sec	< 11 - 335 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011
N-MeFOSAA	Boues de 9 STEP (Etats-Unis)	12	10 ng/g sec	< 26 - 154 ng/g sec	Higgins <i>et al.</i> , 2005 cités par Anses, 2011

Tableau 30 – Synthèse des concentrations en PFOS et dérivés dans les boues d'épuration (INERIS, 2012a)

Une étude australienne et néozélandaise (Surapaneni, 2019) rapporte des analyses de PFOS et PFOA réalisées dans des boues de 13 STEP et dans les sols ayant bénéficié de l'épandage de ces boues. Les concentrations observées dans les boues sont comprises entre 1 et 386 µg/kg pour le PFOS et 1 et 50 µg/kg pour le PFOA. Les concentrations maximales observées dans les sols sont 25 µg/kg pour le PFOS et 20 µg/kg pour le PFOA (cf. Figure 37).

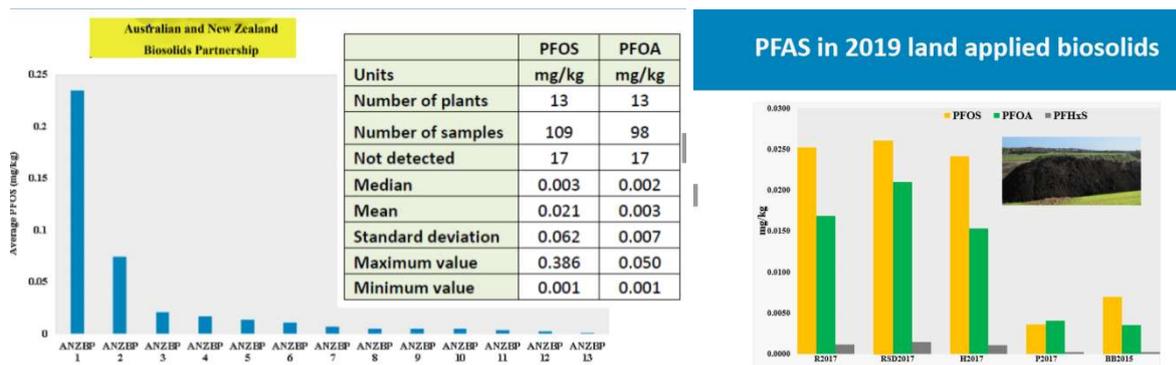


Figure 37 – Concentrations observées dans les boues et les sols en Australie / Nouvelle Zélande (Surapaneni, 2019)

4.3. AUTRES MILIEUX

4.3.1. Occurrence dans les effluents de station des eaux usées

CONCAWE (2017) rapporte une étude menée à l’échelle européenne ayant consisté à la mesure de 90 effluents de stations d’épuration (Loos et al., 2009, 2010, 2013). Les PFOA, PFHpA et PFOS étaient détectés dans plus de 90% des eaux avec la plus forte concentration médiane observée pour le PFOA (0,0129 µg/L) – cf. Tableau 31.

	Detection Frequency (%)	Median Concentration (ng/l)	Highest (single) Maximum Concentration (mg/l) ¹
PFOA	99	12,9	15,9
PFHpA (C7)	94	5,1	3,0
PFOS	93	12,2	2,1
PFNA (C9)	89	2,3	2,7
PFDA (C10)	81	2,9	1,7
PFHxA (C6)	71	5,7	23,9
PFHxS (C6)	70	3,4	0,922

¹ These concentrations are relevant in relation to the MAC-EQS under the Water Framework Directive (see Section 5.2.2).

Note: No data are available about the waste water treatment plants participating in the sampling campaign (no data on waste water source, country, capacity, exact sampling procedure, etc.), although the data are considered representative for the EU.

Tableau 31 – Concentrations en PFAS dans 90 STEP en Europe (CONCAWE, 2017)

Le projet FP6 PERFORCE (2004-2006) a aussi permis d’étudier des effluents en entrée et en sorties de 6 STEP (2 au Pays-Bas, 2 en Suède, 1 au Royaume-Uni, 1 en Espagne). Cinq STEP traitant des effluents urbains et une STEP traitant des effluents urbains et industriels (dont des industries en lien avec les PFAS : Industrie du textile (Pays-Bas - Nijverdal). Les concentrations en acides carboxyliques (PFOA, PFNA, PFHpA, PFDA, PFUA et PFDoA), acides sulfoniques : ou sulfonates (PFOS, PFBS, PFHxS)), le PFOSA et le 6 :2 FTOH ont été mesurées en entrée et en sortie de STEP pour ces 6 STEP. Des concentrations en PFAS sont mesurées dans les effluents entrants et sortants de toutes les STEP. Les concentrations les moins importantes sont mesurées pour celle d’Alingsas (en Suède), les concentrations les plus importantes sont mesurées pour la STEP de Nijverdal (aux Pays-Bas).

- Effluents entrants :

- Phase dissoute : PFOS (10-200 ng/L), PFOA (20-65 ng/L), PFNA (8-45 ng/L), FTS (15-300 ng/L) – PFOS > 6 :2 FTOS > PFBS > PFHxS pour les sulfonates et PFOA > PFNA > PFHpA > PFDA > PFUA > PFDoA pour les carboxylates – fortes concentrations en C7-C12 pour Nijverdal.
- Effluents sortants :
 - Sulfonates : PFBS 2-50 ng/L, PFHxS 2-50 ng/L, PFOS 15-200 ng/L
 - Acides carboxyliques: PFHpA (4-18 ng/L), PFOA (20-110 ng/L), PFNA (2-19 ng/L). des concentrations très importantes de PFOA 560 ng/L, PFNA 380 ng/L et PFDA 200 ng/L ont été observés pour la STEP de Nijverdal.

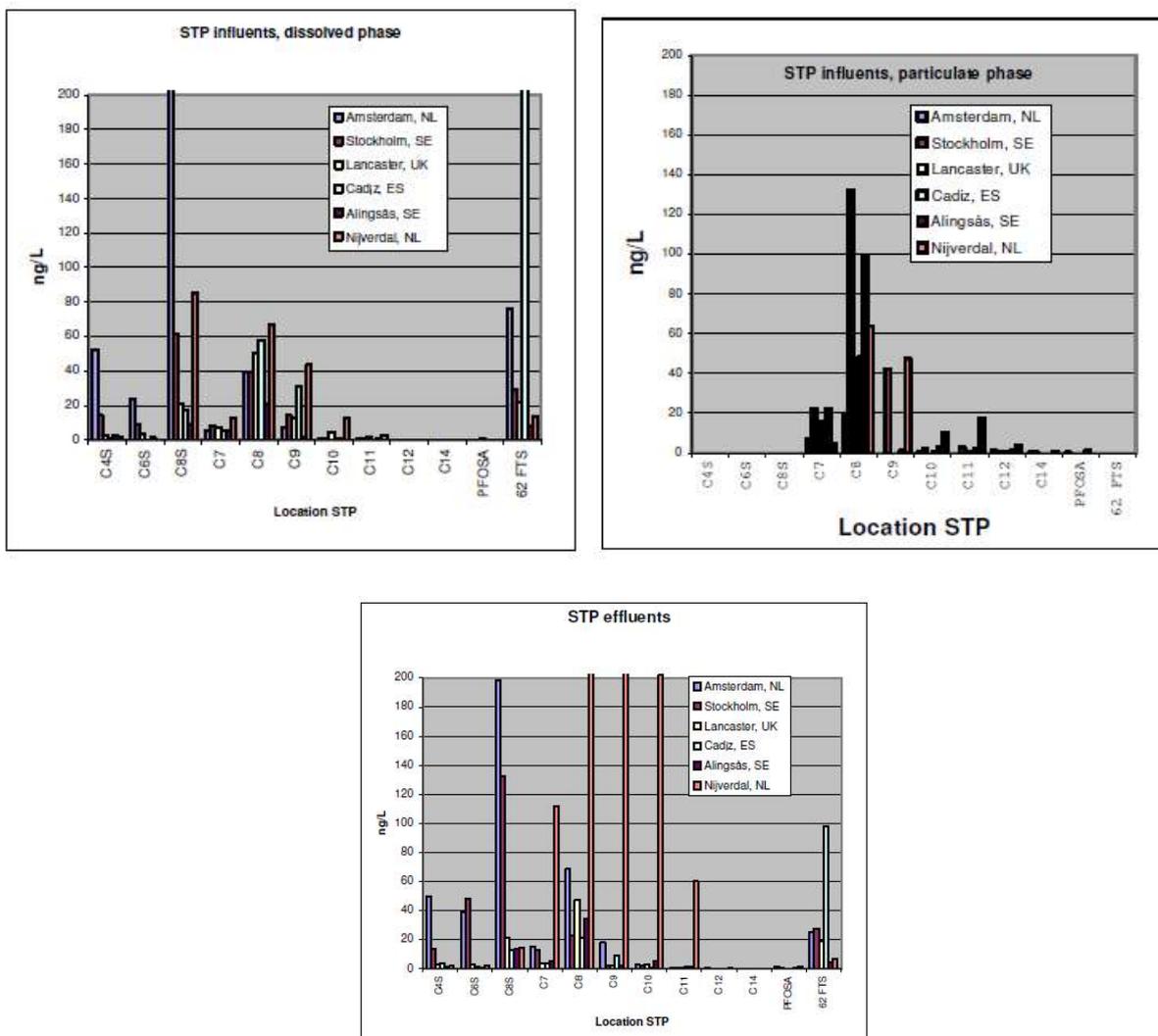


Figure 38 – Concentrations des PFAS dans les effluents de 6 STEP européennes (PERFORCE, FP6, <https://cordis.europa.eu/project/id/508967/fr>)

Ces résultats (cf. Figure 38) montrent :

- Une dégradation des précurseurs lors du traitement ;
- Peu d'efficacité des traitements d'épuration ;
- La présence ubiquiste des PFAS dans les eaux de rejets de STEP avec des concentrations dans les effluents plus importantes (d'un ordre de grandeur) dans les

STEP recueillant des eaux industrielles (fabricant ou manipulant des PFAS) par rapport aux STEP traitant des eaux urbaines uniquement.

Une étude menée par Campo (2014) sur 16 STEP espagnoles localisées le long des rivières de l’Ebre (6), de Guadalquivir (5), de Jucar (2) et de Llobregat (3) montrent que tous les effluents sont contaminés par les PFAS. Les substances les plus retrouvées sont le PFBA, le PFPeA et le PFOS.

4.3.2. Occurrence dans le sang

Des concentrations importantes ont été mesurées dans le sang chez l’homme :

- À proximité des industries produisant ou utilisant du PFAS ;
- À proximité des aéroports utilisant des mousses extinctrices ;
- Lors d’émissions industrielles accidentelles ;
- Dans le cas de contamination des eaux souterraines (associée à la présence d’installation de stockage de déchets ou d’épandage des boues).

La dégradation des précurseurs est observée dans l’organisme. On note aussi que l’exposition à des niveaux très faibles (<0,070 µg/L) de PFAS à chaîne longue est beaucoup plus importante qu’une exposition due à une contamination globale et ubiquitaire.

A titre d’exemple, une étude épidémiologique a été réalisée en Finlande (Reinikainen, 2019) et a montré que les seuils pouvaient être dépassés, si les individus consommaient beaucoup de poissons. Cependant même dans ce cas il a été prouvé que les avantages de consommer du poisson pouvaient contrebalancer ce dépassement de seuil.

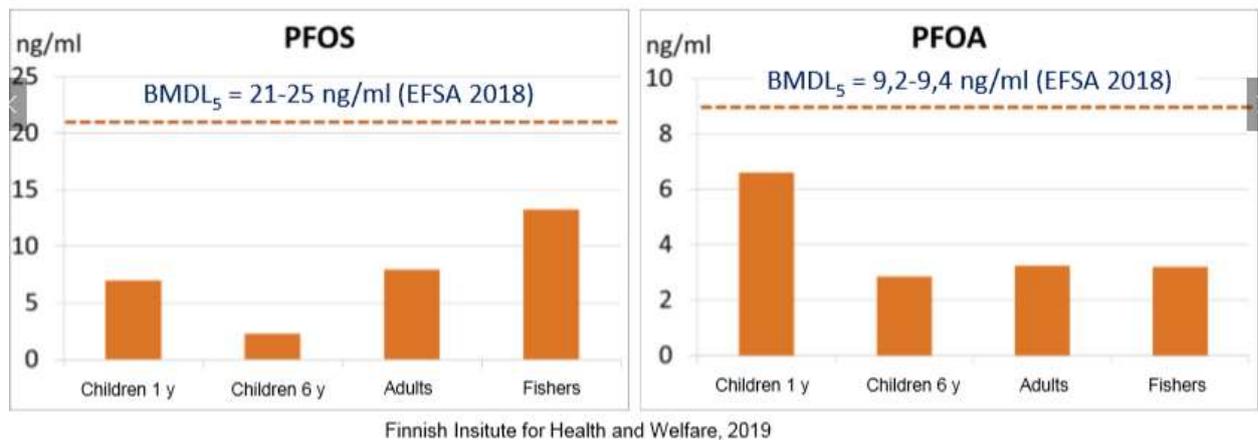


Figure 39 – Concentrations des PFOS et PFOA dans le sang (Reinikainen, 2019)

4.3.3. Occurrence dans le biote

Le biote peut être impacté par les PFAS selon différentes voies de transfert : l’irrigation, l’épandage des boues, les sols et eaux contaminées à proximité des sites industriels producteurs ou utilisateur de PFAS et les eaux de pluies météoriques.

En Australie, 28 bases militaires ont fait l’objet de campagnes de mesures entre 2016 et 2019 (Mitchell, 2019). 5400 échantillons de biote ont été prélevés. Les résultats montrent que les PFAS détectés en plus grande quantité et le plus fréquemment sont les PFOS et le PFHxS (cf. Figure

40). La bioaccumulation du PFOS est différente selon le type d'organisme (cf. Figure 41). Les concentrations observées dans les plantes sont environ un ordre de grandeur plus faibles que celles observées dans les animaux.

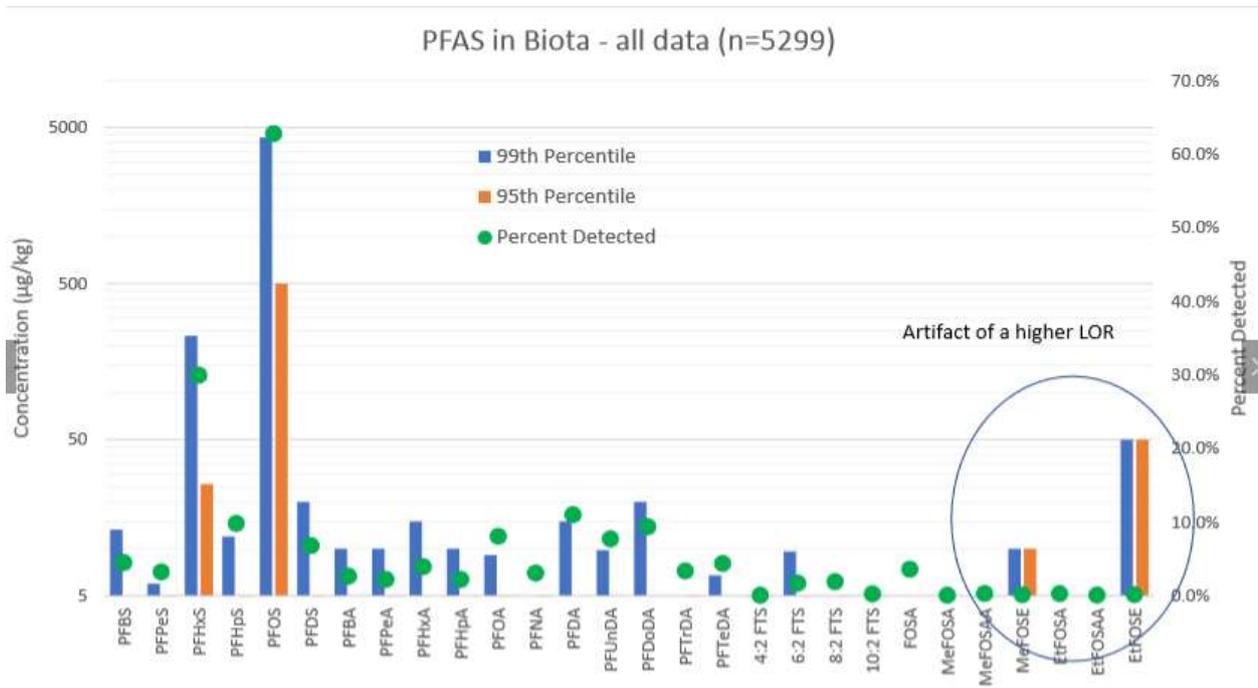


Figure 40 – Concentrations en PFAS dans le biote à proximité de 28 bases militaires en Australie – toutes données (Mitchell, 2019)

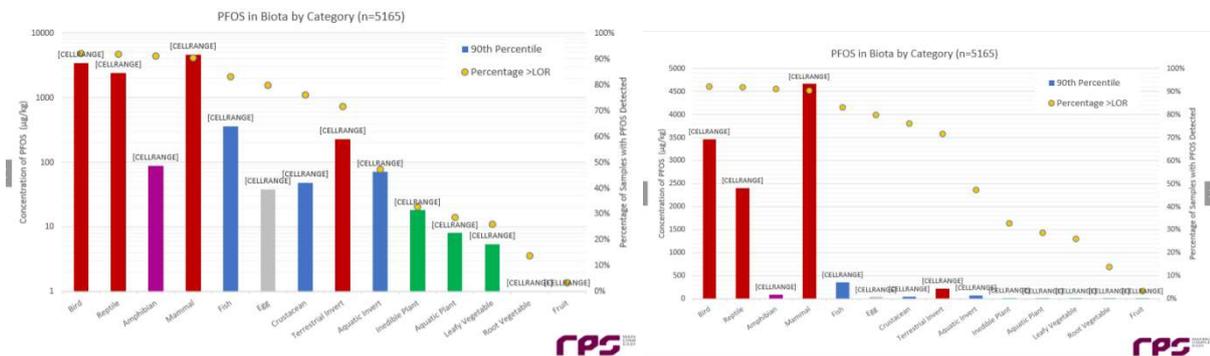


Figure 41 – Concentrations en PFOS selon le type de biote à proximité de 28 bases militaires en Australie (Mitchell, 2019)

4.3.4. Occurrence dans l'air

Les PFAS peuvent être présents dans l'air à proximité des émissions de PFAS (site de production ou industries utilisant des PFAS, traitement des eaux usées, décharge, caserne incendie). Selon l'ITRC (2018), les concentrations dans l'air extérieur varient de 0,02 ng/m³ à 153 ng/m³ (FTOH).

Les produits de consommation et d'entretien peuvent être une source de PFAS pour l'air intérieur.

Certains PFAS, peuvent être associés aux particules fines (PFOA), aux particules moyennes (PFOS) ou à des micro gouttelettes d'eau.

L’air constitue une voie de migration conduisant à une contamination globale.

4.3.5. Occurrence dans les bétons

Baduel (2015, 2017) a étudié la présence de PFAS dans les bétons présents sur les aires d’entraînement de lutte anti-incendie. Ses travaux montrent qu’il y a une accumulation des PFAS dans les bétons présents au niveau des aires d’entraînement dont le PFOS (moy=33400 µg/kg) >> le PFHxS (1170 µg/kg) >> les PFDeA, PFUnA, PFDoA, PFHxA (800 µg/kg) >> le PFOA (400 µg/kg) >> >> le 6 :2 FTS (90 µg/kg). Des mesures en PFOS, PFOA, et 6:2 PFTSA ont été réalisées (et des taux de désorption calculés) et ont montré que le béton impacté constituait une source de PFAS pour plusieurs décennies. Les chaînes longues et courtes (C1 à C3) ont été détectées.

4.4. CAS PARTICULIER DE L’OCCURRENCE DES PRECURSEURS DANS L’ENVIRONNEMENT - TOUS MILIEUX

Labenzy (2019) fait un état des lieux de la présence des précurseurs dans l’environnement selon la typologie de site. Il constate notamment que :

- Les mousses concentrées contiennent 40 à 100% de précurseurs (Houtz, 2013, Dauchy, 2017) ;
- Les PFAS des boues de station d’épuration contiennent jusqu’à 30 à 60% de précurseurs (Houtz, 2016, Eriksson, 2017) ;
- Les PFAS présents dans les précipitations en Chine en 2018 contiennent 50% de précurseurs (Chen, 2019) ;
- Les PFAS mesurés dans les sols et les eaux souterraines des aires d’entraînement de lutte incendie contiennent 50 % de précurseurs et cela jusqu’à 300 à 500 m en aval des aires (Houtz, 2013 et Weber, 2017).

4.5. SITES INDUSTRIELS ET SITES ET SOLS POLLUES

4.5.1. En France

En France, il n’y a pas eu à la date de ce rapport de campagne nationale ciblée sur les sites pollués en lien avec les PFAS. Des informations sur les PFAS dans les eaux et les sols ont certainement été collectées par des parties privées : Ces données ne se sont pas accessibles car elles ne sont pas réalisées dans le cadre d’une obligation réglementaire.

Cependant, certaines informations disponibles existent. Notamment les travaux de l’ANSES ont rendu publique des données sur les eaux, les sols, les boues en étudiant l’occurrence des PFAS sur quelques sites :

- Une aire d’entraînement anti-incendie utilisée de manière intensive jusqu’en 2011 (Dauchy, 2019 a,b)
- Un site lutte incendie (Dauchy et al., 2017a)
- Un aéroport civil ou militaire (Dauchy et al., 2017a)
- Un dépôt pétrolier (Dauchy et al., 2017a)
- Un site producteur de fluorotélomères (Dauchy, 2012b, Bach, 2017, Dauchy, 2017b)
- Un site producteur de fluoropolymères (Dauchy, 2012a, Bach 2017)

De ces travaux, Dauchy (2019c) identifie quatre sources principales comme menace pour la ressource en eau :

- Les aires d'entraînement de lutte incendie;
- Les sites industriels ;
- Les décharges ;
- Les usines de traitement des eaux usées.

Il précise que les installations de stockage de déchets, notamment contenant des déchets industriels peuvent être difficiles à inventorier, ainsi que les sources diffuses ou ponctuelles – telles que les activités d'épandage des boues (biosolides); textile, papier, industrie de l'électricité et des semi-conducteurs.

4.5.2. En Europe

Des publications relatives au PFAS plus spécifiques aux sites et sols pollués ont été publiées récemment (Symposium des sites pollués suisse sur les PFAS, Novembre 2019 ; Guelfo, 2018). Ces travaux sont résumés ci-dessous par Pays.

Suisse

En suisse, 32 sites pollués ont déjà fait l'objet d'investigations pour les PFAS. Ces 32 sites ont été sélectionnés selon deux sources (Schwab, 2019):

- Etude de pertinence (enquêtes / investigations avec suspicion de présence de PFAS) : 1^{ère} étape – 12 sites ; 2^{ème} étape – 20 sites (en cours) ;
- Autres investigations mises à disposition par les cantons : investigations selon l'Ordonnance sur les sites pollués (le cadastre des sites et sols pollués) – 3 sites ; Surveillance sur les eaux souterraines cantonales – 17 sites (le lien entre les points de mesures et le site ayant été fait plus tard).

Ces sites n'ont pas fait l'objet d'investigations préalables ou d'études historiques préalables aux investigations des PFAS. Les valeurs de surveillance des eaux ne correspondent pas dans la majorité des cas à des mesures effectuées en aval immédiat des sites. L'OFEV considère que le nombre de sites est plutôt faible (en particuliers par branche / industrie). Les 32 sites représentent 7 types d'activité industrielle / utilisation industrielle :

- les mousses extinctrices incluant deux sites de production, 4 terrains d'exercice incendie, 3 sites ayant eu un incendie ou un accident et 3 sites d'origine inconnue (12 sites),
- les installations de stockage de déchets (7 sites),
- la galvanoplastie (6 sites),
- l'industrie du papier (3 sites),
- l'industrie des solvants (2 sites),
- une fosse d'élimination (1 site)
- une industrie textile (1 site).

Les résultats des investigations des PFAS sur ces sites montrent que :

- Les concentrations maximales ont été observées sur les terrain d'exercice de lutte contre l'incendie ; avec pour les PFOS : 65 µg/L dans les eaux aval ; 600 µg/L dans les lixiviats ; 210 mg/kg dans les sols.
- Ensuite, les concentrations les plus élevées ont été observées sur les sites de production de mousses anti-incendie : 5 µg/L de PFOS.
- Les PFAS ont été mesurés dans 7 des 12 sites de la 1^{ère} étape de pertinence.

- Des panaches entre 450 m et 1200 n en aval des sites ont été observés à une profondeur pouvant atteindre 23 m.

Cette étude montre que de nombreuses activités industrielles peuvent être à l'origine des PFAS, mais que les activités qui entraînent les concentrations les plus importantes sont :

- Les sites où **les mousses anti-incendie** ont été utilisées ;
- Les **installations de stockage de déchets**, en général et surtout si elles ont été le lieu d'exercices de lutte anti-incendie ou d'incendies ;
- Les sites de **galvanisation** (avec bains de chrome).

Allemagne

Les résultats obtenus en suisse sur les sites à l'origine de pollutions par les PFAS sont corroborés par des travaux effectués en Allemagne en Rhénanie-du-Nord-Westphalie (Recensement des cas de pollution par des PFAS dans les sols et les eaux souterraines en Rhénanie-du-Nord-Westphalie – Oct 2015 Landesamt Für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW). En effet ces travaux montrent que les sites ayant utilisé des agents extincteurs (2/3 des sites pour lesquels on observe des PFAS) et les sites correspondant à des activités de galvanoplastie (1/6 de sites pour lesquels on observe des PFAS) représentent 80% des cas de pollutions aux PFAS.

En Bavière, une étude réalisée par Ondreka (2019) montre que 21 des 23 cas investigués où des PFAS ont été observés correspondent à l'usage de mousses anti-incendie (notamment sur des aéroports civils et militaires). Les activités industrielles nocives pour l'environnement en ce qui concernent les PFAS incluent l'utilisation des mousses incendie (extinction d'incendies, exercices d'extinction, missions de sécurisation, dispositifs de protection contre les incendies, nettoyage d'équipement), valorisation des déchets (valorisation agricole de boues industrielles ou de déchets de l'industrie papetière) et les émissions des installations de production (dissémination également par voie aérienne). En ce qui concerne la gestion des terres excavées, Ondreka rappelle les éléments suivants : i) une seule utilisation de mousses d'extinction contenant des PFAS entraîne généralement déjà une contamination ; ii) la pulvérisation des mousses entraîne la pollution de grandes surfaces et d'importants volumes de sous-sol ; iii) les PFAS sont invisibles et inodores et il y a un risque élevé de contaminations secondaires (forte mobilité des PFAS). Il préconise ainsi, l'identification précoce des sources de PFAS et la prise en compte systématique des PFAS dans la déclaration d'excavation. Une fois les sols excavés leur gestion n'est pas évidente car les filières d'élimination sûres à long terme sont rares et chères pour les raisons expliquées ci-dessous :

- La réglementation du marché de l'élimination des déchets n'est pas (encore) uniforme en Allemagne;
- Peu d'installations de stockage de déchets sont aménagées pour pouvoir stocker des PFAS (p. ex. pas de rétention des PFAS lors du traitement des lixiviats de décharge)

Ce manque d'offre s'est traduit par une forte hausse des prix d'admission en installation de stockage de déchets ces dernières années, et cela concerne aussi les sols réutilisables (Bavière: PFOS \leq 0,4 $\mu\text{g/l}$ dans le lixiviat).

Il s'avère donc important d'évaluer la faisabilité et la rentabilité de solutions alternatives, p. ex. lavage des sols (ex-situ), afin d'éviter la mise en décharge.

Belgique

L'OVAM (Belgique, Flandre, van Gestel (2019)) a lancé une campagne sur les PFAS en 2016, sur 26 sites sélectionnés comprenant des aires d'entraînement de lutte anti-incendie, des lieux

d'incendie, l'industrie textile, l'industrie du papier, les stations d'épuration des eaux et les installations de stockage de déchets. Les résultats dans les sols sont présentés dans la Figure 42 et montrent deux résultats majeurs : une forte présence du PFOS et des précurseurs (6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS) majoritairement sur les aires d'entraînement incendie avec des concentrations pouvant atteindre 9200 µg/kg.

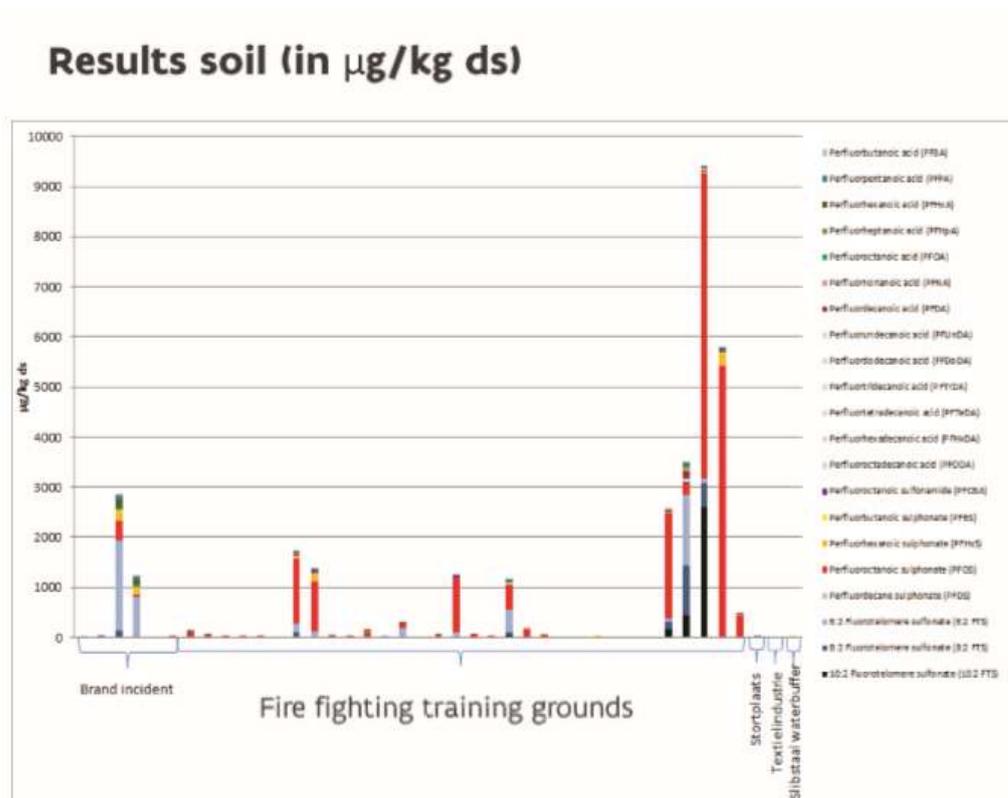


Figure 42 – Concentrations dans les sols pour 26 sites sélectionnés – Belgique (Van Gestel, 2019)

Les résultats sur les eaux souterraines sont présentés en Figure 43 et montrent une gamme plus importante de PFAS observés que dans les sols (PFOS, 6 :2 FTS, PFHxS, PFOA, PFHxA). Suite à ces résultats, l'OVAM a décidé de développer des guides pour les brigades des pompiers et les experts en terres excavées. L'OVAM s'interroge aussi sur la responsabilité environnementale des utilisateurs des PFAS (tels que la responsabilité environnementale des brigades du feu qui ont utilisées des mousses) et sur la nécessité ou non d'une nouvelle législation des sols pouvant adresser les problématiques des composés émergents et de pollution diffusion.

Results groundwater (in µg/L)

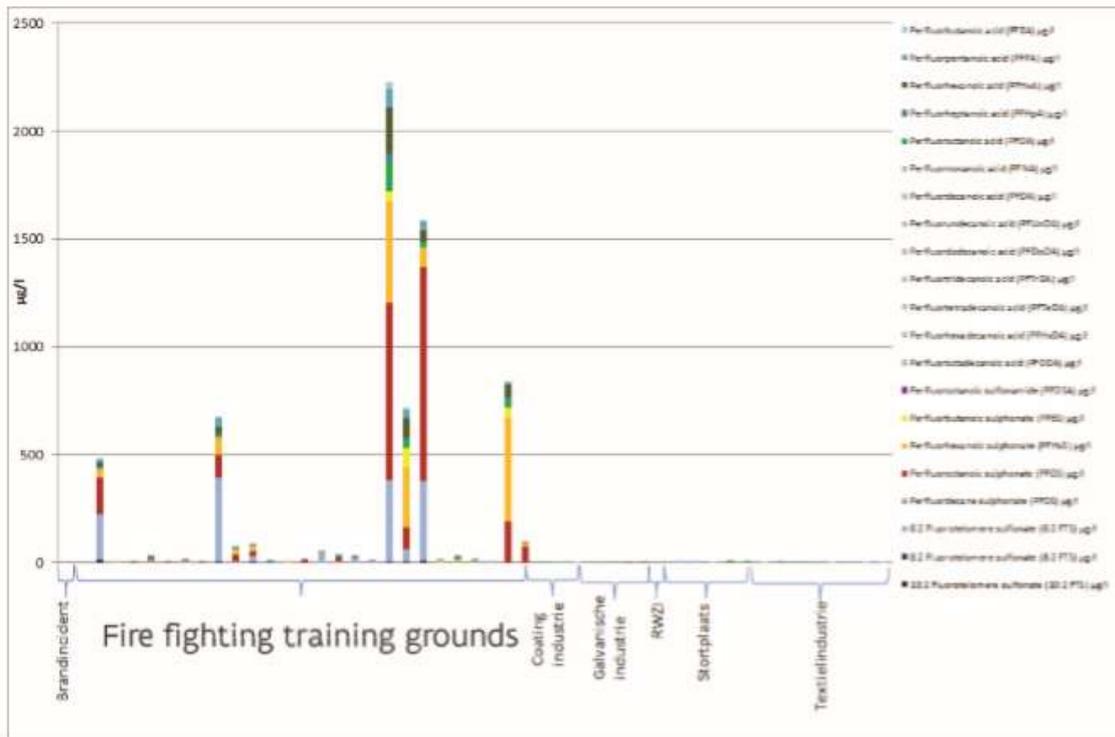


Figure 43 – Concentrations dans les eaux souterraines pour 26 sites sélectionnés – Belgique (Van Gestel, 2019)

Pays Bas

Des campagnes de mesures ont été réalisées sur les eaux souterraines aux Pays Bas (Pancras, 2019) à proximité de différentes sources potentielles : sites de lutte anti-incendie, aires d’entraînement, sites industriels, sites effectuant du revêtement de surface, installations de stockage de déchets et zones urbaines. Ces résultats montrent une fois encore que les zones les plus affectées sont les aires d’entraînement de lutte incendie (avec une prédominance du PFOS et une concentration cumulée en PFAS pouvant atteindre 3500 µg/L). Ensuite ce sont les sites industriels sous l’influence de dépôt atmosphériques (avec prédominance du PFOS et des concentrations en PFAS pouvant aller jusqu’à 60µg/L), puis les installations de stockage de déchets (avec une prévalence du PFOA et des concentrations maximales à 20 µg/L).

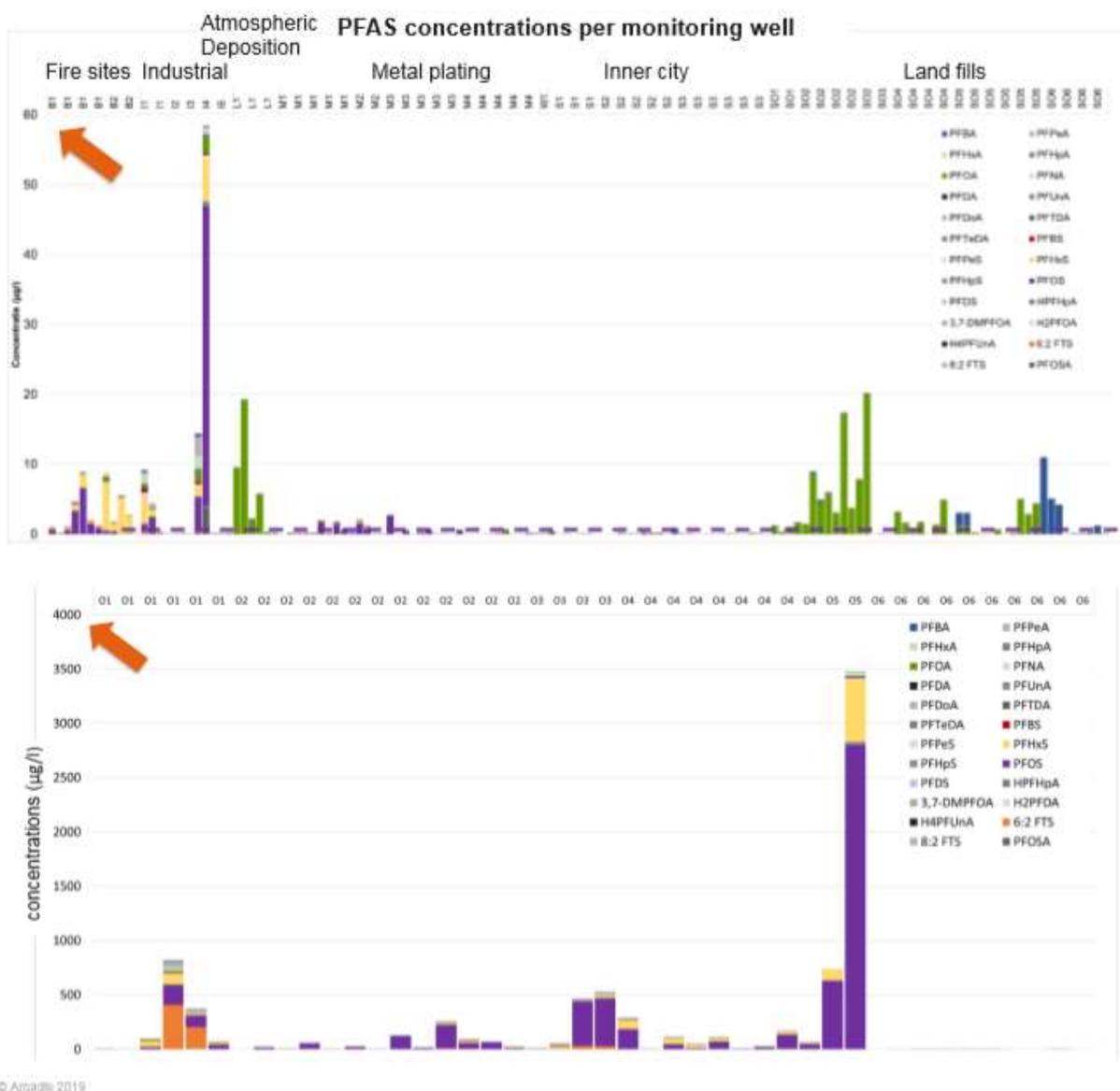


Figure 44 – Concentrations dans les eaux – Pays Bas – Figure du haut : tous les sites sauf les aires d'entraînement, Figure du bas : aires d'entraînement (Pancras, 2019)

4.5.3. A l'international

Etats Unis

Guelfo (2018) a étudié la composition des PFAS dans les eaux potables des USA et a conclu que la présence de PFAS dans les eaux potables provenait principalement de l'utilisation des mousses et des stations de traitement des eaux usées, comparées à d'autres sources potentielles.

L'analyse et le traitement des données UMR pour trois PFCA (PFOA, PFNA, PFHpA) et trois PFSA (PFOS, PFBS, PFHxS) permet de proposer une distinction pour l'origine des PFAS mesurés dans les eaux. Le traitement des données a été réalisé selon les principes généraux suivants :

- Les PFCA sont principalement utilisés dans l’industrie des fluoro-polymères ;
- Les PFSA sont principalement présents dans les mousses ;
- Le PFNA est utilisé pour la fabrication du PVDF ;
- Le PFBS est utilisés dans l’industrie des produits anti-attachant et des fluoro-surfactants.

Des gammes de ratio de concentrations selon la typologie des sources (mousses, station d’épuration, sites de production) ont ainsi pu être établies pour les eaux souterraines (exemple en Figure 45) et les eaux de surface.

Les différences constatées entre les compositions observées dans les eaux souterraines et les eaux de surface s’expliquent par des schémas d’exposition différents :

- Les PFSA sont principalement associés aux mousses ou produits anti-buée ou de protection de surface (Favreau, 2017). Ils sont présents en plus forte concentration dans les eaux souterraines car l’application des mousses se fait sur le sol, les PFSA migrent alors vers les ESO souterraines.
- La composition des eaux de surface est dominée par les PFCA, qui sont attribuables à des sources telles que la production de fluoropolymères (via le ruissellement des eaux pluviales, eaux d’orage, effluents des stations de traitement industrielles), les installations de stockage de déchets et les effluents des STEP (qui sont rejetés en rivière, les STEP peuvent aussi être le récepteur pour les lixiviats des décharges – 75% des PFAS sont des PFCA).

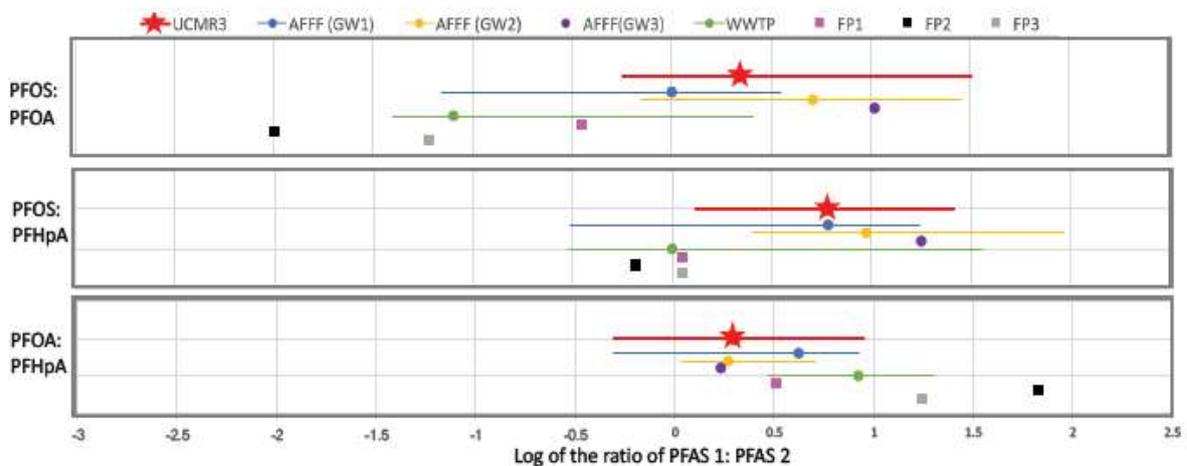


Figure S.3. Logs of ratios of PFOS:PFOA, PFOS:PFHpA, and PFOA:PFHpA compared to ratios in previous studies. Lines represent the range of ratio values (where available) and circles denote median values. Squares denote ratios of maximum groundwater concentrations for sites where ranges were not reported. Sources types are AFFF-impacted groundwater (AFFF (GW)) (Anderson et al. 2016; Houtz et al. 2013; Hull et al. 2017), wastewater treatment plant effluent (WWTP) (Ahrens et al. 2009), and fluoropolymer manufacturing (FP) (Bach et al. 2017; Dauchy et al. 2012; Oliaei et al. 2013).

Figure 45 – Gamme de ratio entre les PFAS selon le type d’activités (Guelfo, 2018)

4.5.4. Points majeurs

Milieux affectés selon les sources

Le Tableau 32 ci-dessous résume selon le type de source, les milieux environnementaux qui sont affectés et les concentrations en PFAS qui ont pu être observées dans quelques publications récentes. Les points suivants sont notables :

- L'utilisation de mousses (aires d'entraînement anti-incendie et incendie) sont les premières causes de présence de PFAS pour les sols, les eaux et autres milieux récepteurs. Les aires d'entraînement peuvent être par exemple localisées sur les aéroports, les bases militaires, des sites industriels (plateforme chimique, raffinerie, etc.) ;
- Les activités majeures ayant un impact en PFAS sur les eaux incluent par ordre de priorité : Les aires d'entraînement de lutte incendie > les sites industriels > les décharges > les usines de traitement des eaux ;
- Les activités qui impactent les sols en PFAS sont par ordre de priorité : Les aires d'entraînement de lutte incendie > les sites de production des PFAS (par déposition atmosphérique) > l'épandages des boues d'épuration
- Les sources industrielles en PFAS les plus probables sont : les sites de production de mousses, de fluoropolymères et de fluorotélomères, l'industrie de galvanisation (traitement de surface par le chrome), l'industrie du textile, l'industrie du papier, et autres.
- Les substances observées dépendent de la source et du milieu récepteur.

PFAS – Etat de l'art et enjeux dans un contexte SSP

Source	Sols	Lixiviats	Eaux Souterraines	Eaux de surface	Eaux usées	Effluents	Eaux de ruissellement	Sédiment	Boues	Autres	
Utilisation des mousses											
Aire d'entraînement	PFOS- 210mg/kg (Schwab, 2019), 2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie), PFOS et précurseurs (6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS) - 9 200ug/kg (Van Gestel, 2019), PFAS - 8 700ug/kg (Dauchy, 2019), PFAS en profondeur (jusqu'à 15m de profondeur) - 56ug/kg (Dauchy, 2019), Corrélation PFSA - FT (Dauchy, 2019), PFSA observés dans tous les échantillons de sol; Dans les sols toutes les familles de PFAS représentées (Dauchy, 2019) PFAS - 1600ug/kg (principalement PFOS et 6:2 PTSA) - Arhens (2016)	PFOS - 2600ug/L (Schwab, 2019)	PFOS - 65ug/L (Schwab, 2019), 2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie), 21 des 23 sites étudiés en Bavière, PFOS, 6:2 FTS, PFHxS, PFOA, PFHxA - 2 250ug/L (Van Gestel, 2019), PFAS (dont PFOS, PFHxS et 6:2 FTS) - 3500ug/L (Pancras, 2019), PFSA (Guelfo, 2018) PFOS-0,5ug/L; PFHxS-0,1ug/L, 6:2 FTAB -5ug/L (Dauchy, 2017), PFAS entre 300 et 3800ug/L (composé majoritairement de PFSA (PFHxS et PFBS) et PFSA (PFPeA et PFHxA); 6:2 TBA détecté jusqu'à 20m), Présence des actides et FT principalement (Dauchy, 2019)	6:2 FTAB -17ug/L (Dauchy, 2017)	PFAS 5 300ug/L à 12 000ug/L PFAS (dont 90% environ est le 6:2 FTAB, PFOS / PFOA - 1000 à 2 000ug/L) - Dauchy, 2019			PFAS 1ug/L à 29 000ug/L (PFOS 7ug/L) - Dauchy, 2019	Traces 6:2FTSA et 8:2 FTSA (Dauchy, 2017)		Béton PFOS (moy=33,400ug/kg) >> PFHxS(1,170 ug/kg) >>PFDeA, PFUnA, PFDoA, PFHxA (800 ug/kg) >> PFOA (400ug/kg) >> >> 6:2 FTS (90ug/kg) (Baduel, 2015, 2017)
Aire d'entraînement - aéroports civils ou militaires					PFAS - 0,065ug/L et 0,570ug/L avec selon les sites prédominance de PFHxA (site 1), PFOS et 6:2FTSA (site 2), PFNA (site 3) - Arhens, 2016						
Incendie	PFOS et précurseurs (6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS) - 4 800ug/kg (Van Gestel, 2019)										
Site de production											
Site de production de mousses	2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)		PFOS - 5ug/L (Schwab, 2019), 2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)								
Site de production des fluoropolymères			PFAS - 0,4 et 41,4 ug/L (uniquement acides dont PFHxA et PFOA et chaînes courtes - dégradation des précurseurs) - (Dauchy, 2012); ESO-AEP Signature différentes selon la typologie des unités de production avec prédominance des PFHxA à 0,015ug/L à 0,263ug/L (Dauchy, 2017)	PFCA (Guelfo, 2018) PFAS - 0,13 et 0,29ug/L (PFHxA - 0,145ug/L, PFNA, PFOA, PFBA, PFOAS) (Dauchy, 2012), PFHxA, 6:2FTSA, PFNA et PFUnDA (Dauchy, 2017)			PFHxA - 17ug/L, PFNA - 8ug/L et PFOA - 2,8ug/L (Dauchy, 2012)	PFUnDA - 52 à 176ug/kg, PFTrDA - 30 à 176ug/kg (Dauchy, 2017)			
Site de production de fluorotélomères	PFCA - 5 à 655 ug/kg, FTSA - 335 à 2237ug/kg, FTOH - 2,3 à 238 ug/kg (dépot atmosphérique) (Dauchy, 2017)		PFAS -2 et 28ug/L (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA), puits peu profond PFOA - 9,14ug/L et PFHxA - 6,26ug/L (Dauchy, 2012 - Résines photo-réticulables)	6:2 FTAB - 0,97 ug/L et 6:2FTSA - 0,195ug/L, PFOS et précurseurs retrouvés 62 k en aval de la source (Dauchy, 2017), 8:2FTOH - 0,246ug/L (Bach, 2016)		STEP - PFAS 40 à 54ug/L - Dégradation de précurseurs (Dauchy, 2012 - résines photo-réticulables)	PFOA et PFHxS en plus grande quantité (Dauchy, 2012 - résines photo-réticulables)	8:2FTOH - 5,7ug/L et 10:2 FTOH - 7,4ug/kg (Bach, 2016)	PFAS (Dauchy, 2017)		
Dépôts atmosphériques			PFOS et autres - 60ug/L (Pancras, 2019)								
Site industriel - utilisation des PFAS											
Site de galvanisation	2/3 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)		0,07ug/L < PFOS < 0,7ug/L, 1/6 des 69 sites pour lesquels des PFAS ont été observés (Rhénanie du Nord-Westphalie)								
Fosse d'élimination			0,07ug/L < PFOS < 0,7ug/L (Schwab, 2019)								
Industrie du papier			PFOS < 0,07ug/L (Schwab, 2019)								
Industrie du textile			PFOS < 0,07ug/L (Schwab, 2019)			STEP sortant en aval de site: PFOA 560ng/L, PFNA 380ng/L et PFDA 200ng/l (PERFORCE).					
Industrie des solvant			PFOS < 0,07ug/L (Schwab, 2019)								
Valorisation des déchets (boues industrielles et déchets industries papetière)			Sites en Bavière								
Industrie - protection de surface			PFSA (Guelfo, 2018)								
Industrie - traitement anti-buée			PFSA (Guelfo, 2018)								
Décharge et Station d'épuration											
Décharge		PFAS - 0,410ug/L (PFOS et PFOA - principalement) - (Arhens, 2016)	PFOS > 0,7ug/L (Schwab, 2019), PFOA - 20ug/L, PFOBA (10ug/L) (Pancras, 2019), PFAS - 0,265ug/L (Dauchy, 2019)	PFCA (Guelfo, 2018)							
STEP				PFCA (Guelfo, 2018)		Sortants: Sulphonates : PFBS 2-50ng/L, PFHxS 2-50ng/L, PFOS 15-200ng/L; Acides carboxyliques: PFHpA (4-18 ng/L), PFOA (20-110 ng/L), PFNA (2-19ng/L) (PERFORCE) Eaux - PFCA (PFBA, PFNA et PFPeA) et PFSA (PFOS et FBS) - (Campo, 2014)			PFOS - 1 790ug/kg et PFBA - 1 880ug/kg (Campo, 2014)		
STEP - mousse	PFAS - conc moy entre 1100 et 2240ug/kg avec une valeur max de 4300ug/kg (Dauchy, 2019)					PFAS 5 300ug/L à 1 300ug/L PFAS (dont 90% environ est le 6:2 FTAB) - Dauchy, 2019					
Sans source apparente	PFAS <2ug/kg ou 4 ug/kg (Rankin, 2016)										

Tableau 32 – Synthèse des sources principales et impacts mesurés en PFAS sur les milieux environnementaux

PFAS visés selon les activités

Le type de PFAS à rechercher doit faire l'objet d'une étude des activités à l'origine des PFAS. Certaines publications ont permis d'établir un lien entre la source et le type de PFAS susceptibles d'être émis, notamment :

- Utilisation de PFOA pour la production de PTFE (Dauchy, 2017) ;
- Utilisation de PVDF à partir de 6 :2 FTSA ou PFNA (Dauchy, 2017, Guelfo, 2016)) ;
- Utilisation de PFOA et PFHxA pour la production de polymères fluorés (Dauchy, 2017) ;
- Utilisation de fluorotélomères acrylates et méthacrylates pour produire des produits à chaîne courte (Dauchy, 2017) ;
- Le PBS est utilisé dans l'industrie des produits anti-attachant et des fluoro-surfactants (Guelfo, 2016) ;
- Utilisation de PFAS pour la fabrication de PFA (perfluoroalkoxy polymer), FEP fluorinated éthylene-propylene polymer).

En ce qui concerne les mousses, on peut retenir les informations suivantes :

- Les PFSA sont principalement présents dans les mousses (Guelfo, 2016) ;
- Les précurseurs les plus observés (Dauchy, 2017, 2019) incluent 5 classes de PFAS: Fluorotélomère thioéther amido sulfonates (famille des FTSA) ; Fluorotélomère betaines (Famille des FtB) ; Fluorotélomère sulphonamides betaines (Famille des FTAB) ; Fluorotélomère thio hydroxyl ammonium (Famille des FtTHN), Perfluoroalkyl sulphonamide-based surfactant (Famille des PFSA).
- Des acides à plus de 7 carbones sont détectés dans les mousses (Dauchy, 2019): il est probable que ces substances soient présentes sous forme d'impuretés dans les mousses et se bio-accumulent certainement, ce qui rend leur détection possible ;

Dauchy (2017, 2019) précise que :

- Par manque de standards, la charge polluante en PFAS des sites utilisant des mousses a été sous-estimée. Il y a donc un besoin urgent d'une réelle collaboration entre les producteurs de produits contenant des PFAS (les industriels) et les environnementalistes – (Dauchy 2019) ;
- Il y a un besoin de standard pour les fluorotélomères afin de pouvoir établir les propriétés de comportement environnemental pour ces substances : notamment pour le fluorotélomère thio hydroxyl ammonium et le fluorotélomère thioéther amido sulfonate présents dans les mousses ;
- Il y a un manque d'échantillons de référence. Le manque d'échantillons de référence ne permet pas de quantifier précisément les précurseurs (Dauchy, 2017) ;
- Les installations de stockage de déchets, notamment contenant des déchets industriels peuvent être difficiles à inventorier, ainsi que les sources diffuses ou ponctuelles – telles que les activités d'épandage des boues (biosolides); textile, papier, industrie de l'électricité et des semi-conducteurs.

5. Outils techniques pour gérer les enjeux liés à ces substances

5.1. DIAGNOSTICS : ECHANTILLONNAGE ET ANALYSES

Comme tout diagnostic de sites, la caractérisation des PFAS doit se faire sur la base d’un schéma conceptuel robuste permettant d’identifier les sources de PFAS potentiellement présentes, les voies de migration et les milieux susceptibles d’être impactés. Les PFAS posent cependant un certain nombre de particularités qu’il est nécessaire de prendre en compte lors des diagnostics (ITRC, 2018).

5.1.1. Identification des sources et des sites

Les schémas conceptuels présentés en section 3.4 donne les quatre sources potentielles majeures de PFAS, les sites industriels (de production des PFAS ou d’utilisation de PFAS), l’utilisation des mousses extinctrices, les installations de stockage de déchets et les stations de traitement des eaux. Il est donc important de rechercher les PFAS pour ce type d’activités. Cependant, au regard de la large gamme de substances PFAS existantes, une étude historique robuste s’avère nécessaire pour cibler les bonnes substances.

Pour les PFAS, les points de vigilance à considérer lors du dimensionnement du diagnostic sont :

- Les produits industriels et de consommation peuvent émettre des mélanges de PFAS complexes qui changent dans le temps selon leur comportement environnemental. Les modifications des processus de production dans le temps peuvent aussi modifier la composition des mélanges. Dans les diagnostics actuels, ce sont les acides carboxyliques et les acides sulfoniques qui sont principalement recherchés pour identifier les PFAS. Cette focalisation sur les acides conduit à : i) ne pas caractériser les précurseurs qui peuvent être une source significative de PFAS, ii) à caractériser très partiellement l’impact et à sous-estimer les panaches (impact spatial et temporel) ;
- Les PFAS peuvent être la conséquence d’origines multiples (produits industriel et produits de consommation), ce qui peut conduire à des mélanges complexes de substances. Les sources secondaires (telles que l’épandage des boues ou la déposition atmosphérique) qui sont la cause d’une contamination plus étendue et diffuse doivent être prises en compte pour avoir une compréhension la plus complète possible ;
- Les PFAS, à cause de leur comportement environnemental (mobilité et persistance, notamment des acides perfluorés), peuvent se retrouver à plusieurs kilomètres de la source en aval hydraulique dans les eaux souterraines, les eaux de surface et les sédiments ou en aval aéraulique dans les sols. Afin de pouvoir bien caractériser les PFAS, Ondreka (2019) recommande de mettre en place un réseau de mesure en aval (hydraulique et aéraulique) des sites et d’élaborer un modèle numérique pour décrire la propagation de ces polluants dans les eaux souterraines et établir des prévisions en considérant des points d’introduction dans l’environnement parfois multiples (c’est notamment le cas des mousses) ;
- Le manque de législation sur les PFAS a conduit à la formation de longs panaches dans certaines zones (le problème n’ayant pas été traité suffisamment tôt) ;

- Les précurseurs de PFAS se dégradant en acides perfluorés, la composition des mélanges en PFAS est évolutive et complexe. Il est donc important de caractériser les acides et leurs précurseurs.

Des diagnostics régionaux sont en cours de réalisation en Suisse (Schwab, 2019 ; Guggenheim, 2019). A titre d’exemple le canton de Zurich (Guggenheim, 2019) a lancé la plan Aqua Zurich 2040 visant à évaluer les enjeux liés à la présence de composés émergents (dont les PFAS) dans les eaux. Ce plan est composé de campagnes de la qualité des eaux sur les sites pollués et de campagnes de la qualité des eaux sur les installations de stockage de déchets actives. Le recouvrement des deux campagnes servant à identifier les substances à enjeux (cf Figure 46).

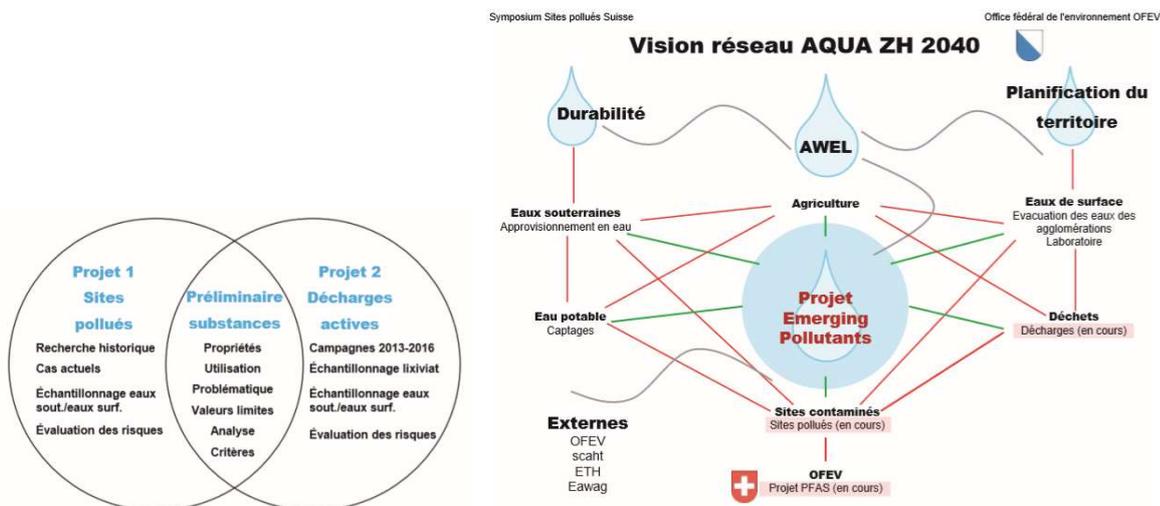


Figure 46 – Plan d’action de Zurich sur les émergents – vision 2040 actions sur les sites et sols pollués et décharges en cours (Guggenheim, 2019)

5.1.2. Echantillonnage

Un des enjeux principaux de l’échantillonnage est le matériel requis pour celui-ci.

Beaucoup de matériaux utilisés pour l’échantillonnage environnemental peuvent contenir des PFAS. Ainsi il est préconisé d’exclure le téflon (PTFE), les objets imperméabilisés par des PFAS, des containers alimentaires, tout matériau contenant fluoro dans son nom (éthylène propylène fluoré, tétrafluoroéthylène d’éthylène, polyvinylidene de fluor) (CONCAWE, 2016 ; ITRC, 2018). Les personnes prélevant les échantillons ne doivent pas porter des EPI contenant des PFAS (comme le Gore-tex par exemple). Ceci afin d’éviter une contamination des échantillons et des faux positifs.

Il faut aussi prendre en compte le risque de sorption des PFAS sur le matériel d’échantillonnage. Il existe peu de données quantifiées sur les interférences entre les PFAS et l’équipement d’échantillonnage. Cela pourrait conduire à de faux négatifs.

Moreau et al (2016) ont évalué les effets de l’échantillonnage sur la contamination croisée par les micropolluants organiques. Cela montre que des interférences sont suspectées pour l’analyses du PFBA dans les eaux souterraines. (Moreau, 2015). Pour les autres substances étudiées (PFOA, PFOS, PFHpA, PFHxA, PFHxS, PFDA, PFDS), la contamination croisée n’a pas été observée.

Afin de prévenir au mieux les interférences (et éventuellement de les quantifier), il est nécessaire de multiplier les blancs et répliques d’analyses.

Lai (2019) a effectué une revue sur les échantillonneurs passifs existants pour les PFAS dans l’air et les eaux. Il conclut que les taux d’échantillonnages sont très variables pour les eaux et un peu moins variables pour l’air et qu’une meilleure standardisation pour la calibration des échantillonneurs passifs est nécessaire pour leur utilisation.

5.1.3. Analyses

Analyses quantitatives

Mi-2019, sur les 6 300 PFAS identifiés, seuls une trentaine peuvent être analysés en laboratoire avec des procédures standardisées et uniquement 400 standards de référence sont disponibles. Les volumes de commercialisation ne sont toujours pas disponibles (Lazenby, 2019). Ainsi beaucoup de PFAS ne peuvent pas être analysés séparément du fait d’un manque d’échantillons de référence.

Les méthodes d’analyses les plus répandues en Europe sont les méthodes développées par les allemands : Méthode DIN 38414-14 (après extraction au méthanol et SPE) pour les sols et méthode DIN 38407-42 pour les eaux. Les limites de Quantification (LQ) sont comprises entre 1 ng/L (laboratoire spécialisé) et 10 ng/L (laboratoire commercial) pour les eaux. On note que ces LQ sont supérieures à l’EQS pour le PFOS de 0,65 ng/L. Quelques exemples de limites de quantification sont donnés en Tableau 33 (Mache, 2019).

Sur l’analyse des échantillons solides prélevés sur les aires d’entraînement, Stuhmann (2019) rapporte un manque de corrélation entre les résultats « sol – matière solide » et les résultats « lixiviats ». Ainsi, il conclut que ni les « lixiviats » ni la « matière solide » ne sont des paramètres appropriés pour déterminer le potentiel de relargage sur le long terme et donc les objectifs de remédiation et les filières d’élimination et le potentiel de relargage sur le long terme.

Paramètre (abréviation)	Limite de quantification	Méthode d'analyse	Norme	Incertitudes
Perfluorobutanoic acid (PFBA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	51,8 %
Perfluorobutanesulfonic acid (PFBS)	0,0015 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	50,3 %
Perfluoropentane acid (PFPeA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	21,6 %
Perfluorohexanoic acid (PFHxA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	42,8 %
Perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS)	0,0015 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	19,4 %
Perfluorheptanoic acid (PFHpA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	25,2 %
Perfluorheptane sulphonate (PFHpS)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	45,1 %
Perfluorooctane sulphonic acid (PFOS)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	23,1 %
Perfluorooctane-sulfonamide (PFOSA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
Perfluorononanoic acid (PFNA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	38,1 %
Perfluorodecanoic acid (PFDA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	57,8 %
Perfluorodecanesulfonic acid (PFDS)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	72,1 %
Perfluorododecanoic acid (PFUnA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
Perfluorododecane acid (PFDoA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	67,9 %
Perfluorotridecane acid (PFTtA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
Perfluorotetradecane acid (PFTA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
7H-Dodecafluorooheptanoic acid (HPFHpA)	0,001 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
2H,2H-Perfluorododecane acid (H2PFDA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
6:2-fluorotelomer sulfonic acid (H4PFOS)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	43,3 %
2H,2H,3H,3H-Perfluoroundecane acid (H4PFUnA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
Perfluoro-3,7-dimethyloctane acid (PF-3,7-DMOA)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
1H,1H,2H,2H-Perfluorohexanesulfonic acid (4:2 FTS)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
8:2 fluorotelomer sulfonic acid (8:2FTS)	0,0010 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
Capstone Product A	0,0015 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	
Capstone Product B	0,0015 µg/l	DIN 38407-F42	Méthode interne	

Tableau 33 – Liste de 26 PFAS analysés dans les eaux selon les normes allemandes (Mache, 2019)

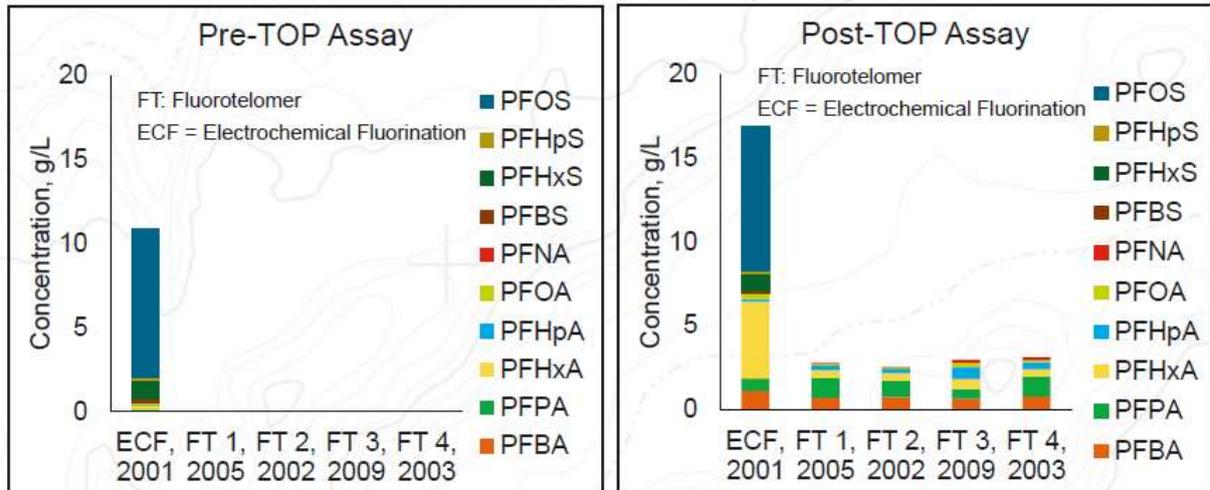
Analyses semi-quantitatives

La famille des PFAS regroupant plusieurs milliers de substances et les échantillons de référence étant souvent manquants, trois méthodes semi-quantitatives sont proposées pour essayer de pallier aux difficultés d'analyses des PFAS. Ces mesures ne peuvent pas être comparées à des seuils réglementaires.

La méthode AOF (Adsorbable Organic Fluorine) – Cette méthode consiste à faire une analyse globale du fluor adsorbable présent dans l'échantillon. Elle est couplée à une chromatographie ionique à combustion. La LQ de l'AOF est relativement haute 1µg/L en fluor et ne permet pas de faire une distinction entre les PFAS à l'origine du fluor.

La méthode PIGE (Proton induced Gamma-ray Emission). Cette méthode isole le fluor présent sur une surface fine. Il s'agit aussi d'une méthode globale ne permettant pas d'isoler les PFAS. Très peu de laboratoire ont l'équipement requis pour la mettre en œuvre.

La méthode TOP (Total Oxidisable Precursor). Cette méthode consiste en l'oxydation des précurseurs en PFSA et PFCA, afin d'apprécier par différence (pre et post oxydation) la quantité de précurseurs des PFSA et des PFCA. La LQ est de 1 ng/L. La méthode TOP permet donc de révéler une partie des PFAS qui ne peuvent pas être analysés quantitativement par manque de référence. Houtz (2016, 2019) montre comment l'oxydation des précurseurs conduits à une large gamme de PFCA et PFSA.



Houtz et al., 2013

Figure 47 – Résultats de l’essai TOP sur les mousses incendie (Houtz et al., 2013)

L’interprétation de la méthode TOP reste délicate, notamment parce qu’elle permet l’oxydation des précurseurs des acides perfluorés uniquement et pas de tous les précurseurs. Les autres précurseurs ne sont donc pas identifiés lors de l’essai. En Australie, un essai interlaboratoire a été effectué sur la méthode TOP (Ventia, 2019) et des discussions sont en cours pour la possibilité de prendre en compte cet indicateur qualitatif dans la réglementation (Nolan, 2019).

Capacité analytique en France

Laboratoire spécialisé

En France, c’est sans doute le laboratoire de l’ANSES à Nancy qui a les capacités analytiques les plus développées pour l’analyse des PFAS (Boiteux, 2016 ; Bach, 2016). Les substances analysées comprennent :

- Les 14 substances alkyls perfluorées volatiles dans les eaux et les sédiments par la méthode HS-SPME-GC/MS selon le guide SANTE 11945/2015 (Bach, 2016) :
 - o 2 alkyls perfluorés iodés (PFI) ;
 - o 2 sulfonamides d’alkyls perfluorés (FASA).
 - o 3 fluorotélomère alcools (FTOH) ;
 - o 3 fluorotélomères iodés (FTI) ;
 - o 4 fluorotéloères d’acrylates et de métacrylates (FTAC, et FTMAC) ;

Dans les eaux les limites de quantification (LQ) sont comprises entre 20 et 100 ng/L avec un taux de recouvrement compris entre 76 et 126%. Dans les sédiments, les LQ sont comprises entre 1 et 3 µg/kg avec un taux de recouvrement compris entre 75 et 125%

- Les 29 substances per et polyfluorées dans les eaux, les sédiments, les sols et les boues par LC-MS (Boiteux, 2016) :
 - o Acides carboxyliques perfluorés (PFCA) ;
 - o Acides sulfoniques perfluorés (PFSA) ;
 - o Fluorotélomères sulfonates (FTS) ;
 - o Fluorotélomères acide carboxylique saturé ;
 - o Fluorotélomères acide carboxylique insaturé ;
 - o Fluorotélomères sulfonamides ;
 - o Fluorotélomères sulfonamide betaïne ;

Dans les eaux, les LQ étaient de 4 à 10 ng/L en fonction des substances. Dans les sols et les sédiments, la LQ était de 2 µg/kg. Dans les boues, la LQ était de 20 µg/kg.

Laboratoires commerciaux

Une enquête a été menée en 2019 auprès de trois laboratoires commerciaux français afin d'apprécier les capacités d'analyses des PFAS en France. Les éléments suivants ont été demandés aux laboratoires consultés : leur capacité d'analyser dans les sols et les eaux la liste des PFAS issus de CONCAWE (2016) ; les LQ atteintes, les méthodes employées et le coût des analyses (cf. résultats dans le Tableau 34).

PFAS – Etat de l'art et enjeux dans un contexte SSP

Milieux			Eaux - LQ en ng/L			Sols - LQ en uk/kg		
Laboratoire			LABO 1	LABO 2	LABO 3	LABO 1	LABO 2	LABO 3
Perfluoroalkyl Carboxylic Acids	PFCAs							
Perfluorobutanoic Acid	PFBA	375-22-4	1	0,6	200	5	0,1	
Perfluoropentanoic Acid	PFPeA	2706-90-3	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluorohexanoic Acid	PFHxA	307-24-4	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluoroheptanoic Acid	PFHpA	375-85-9	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluorooctanoic Acid	PFOA	335-67-1	1	0,3	1	5	0,05	
Perfluorononanoic Acid	PFNA	375-95-1	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluorodecanoic Acid	PFDA	335-76-2	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluoroundecanoic Acid	PFUnA	2058-94-8	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluorododecanoic Acid	PFDoA	307-55-1	1	0,3	20	5	0,1	
Perfluorotridecanoic Acid	PFTrdA	72629-94-8	1	1	200	5	0,1	
Perfluorotetradecanoic Acid	PFTeDA	376-06-7	1	0,3	20	5	0,1	
Perfluoropentadecanoic Acid	PFPeDA	141074-63-7						
Pentadecafluorooctanoic Acid Ammonium Salt (Ammonium Pentadecafluorooctanoate)	APFO	3825-26-1						
Perfluoroalkyl Sulfonates /Perfluoroalkyl Sulfonic Acids	PFASs							
Perfluorobutane Sulfonate	PFBS	375-73-5	1	0,3	1	5	0,1	
Perfluorohexane Sulfonate	PFHxS	432-50-8	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluoroheptane Sulfonate	PFHpS	357-92-8	1	0,3	1	5	0,1	
Perfluorooctane Sulfonate	PFOS	1763-23-1	1	0,2	1	5	0,05	
Perfluorodecane Sulfonate	PFDS	333-77-3	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluoroalkyl Phosphonic Acids	PFPA							
Perfluorobutyl Phosphonic Acid	PFBPA	52299-24-8						
Perfluorohexyl Phosphonic Acid	PFHxPA	40143-76-8						
Perfluorooctyl Phosphonic Acid	PFOPA	40143-78-0						
Perfluorodecyl Phosphonic Acid	PFDPA	52299-26-0						
Perfluorooctane Sulfonamide and Derivatives								
Perfluorooctane Sulfonamide	PFOSA	754-91-6	1	0,3	5	5	0,1	
Perfluorooctane Sulfonamidoethanol	FOSE	10116-92-4						
N-Methyl-Perfluorooctane Sulfonamide	N-MeFOSA	31506-32-8		10			0,2	
N-Ethyl-Perfluorooctane Sulfonamide	N-EtFOSA	4151-50-2		10	50		0,2	
N-Methyl-Perfluorooctane Sulfonamidoethanol	N-MeFOSE	24448-09-7		10			0,1	
F(CFN-Ethyl-Perfluorooctane Sulfonamidoethanol	N-EtFOSE	1691-99-2		10			0,1	
Fuortelomer sulfonic acids	FTSs							
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorobutanesulfonic Acid	H4-PFBS (2:2 FTS)	149246-63-9						
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorohexanesulfonic Acid	H4-PFHxS (4:2 FTS)	757124-72-4	1	0,3		5	0,1	
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorooctanesulfonic Acid	H4-PFOS (6:2 FTS)	27619-97-2	1	0,3		5	0,1	
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorodecanesulfonic Acid	H4-PFDeS (8:2 FTS)	39108-34-4	1	0,3		5	0,1	
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluoroundecanesulfonic Acid	H4-PFUdS (10:2 FTS)	120226-60-0						
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorotetradecanesulfonic Acid	H4-PFTeS (12:2 FTS)	149246-64-0						
Fluortelomer Alcohols	FTOHs							
Perfluormethylethanol	2:2 2:2 FTOH	54949-74-5						
Perfluorethylethanol	4:2 4:2 FTOH	2043-47-2						
Perfluorhexylethanol	6:2 6:2 FTOH	647-42-7						
Perfluorocylethanol	8:2 8:2 FTOH	865-86-1						
Perfluordecylethanol	10:2 10:2 FTOH	678-39-8						
Perfluordodecylethanol	12:2 12:2 FTOH	39239-77-5						
Polyfluorinated Alkyl Phosphates	PAPs							
Monoester	monoPAP							
4:2 Fluortelomerphosphatemonoester	4:2 monoPAP	150065-76-2						
6:2 Fluortelomerphosphatemonoester	6:2 monoPAP	57678-01-0						
8:2 Fluortelomerphosphatemonoester	8:2 monoPAP	57678-03-2						
10:2 Fluortelomerphosphatemonoester	10:2 monoPAP	57678-05-4						
12:2 Fluortelomerphosphatemonoester	12:2 monoPAP	57678-07-6						
Diester	diPAP							
4:2 Fluortelomerphosphatediester	4:2 diPAP	135098-69-0						
6:2 Fluortelomerphosphatediester	6:2 diPAP	57677-95-9						
8:2 Fluortelomerphosphatediester	8:2 diPAP	678-41-1						
10:2 Fluortelomerphosphatediester	10:2 diPAP	1895-26-7						
12:2 Fluortelomerphosphatediester	12:2 diPAP	57677-99-3						
Polytetrafluoroethylene (Teflon)	PTFE	9002-84-0						
INIDICE								
AOF								
TOP				10				
PIGE								

Tableau 34 – Capacités analytiques pour les PFAS – Laboratoires commerciaux en France (3 laboratoires) (2019)

PFAS analysés et LQ

Les capacités des laboratoires consultés sont très variables selon le laboratoire :

- De manière générale pour le milieu « eau » les trois laboratoires sont en mesure d'analyser les acides carboxyliques et sulfoniques, quelques perfluoro-octane sulfonamides et quelques fluorotelomères acides sulfoniques. Les LQ sont cependant très variables selon les laboratoires variant dans certains cas de deux ordres de grandeur. Le laboratoire aux LQ les plus basses propose le plus grand nombre de substances et la méthode TOP.
- Pour le milieu sol, seuls deux des trois laboratoires consultés proposent une analyse des PFAS (le troisième étant spécialisé dans la matrice eau). Là encore, les acides carboxyliques et sulfoniques, quelques perfluoro-octane sulfonamides et quelques fluorotelomères acides sulfoniques sont analysés. Les LQ sont très variables entre les deux laboratoires (facteur 50).

Méthodes utilisées

Deux des laboratoires utilisent les méthodes DIN 38414-14 pour les sols et DIN 38407-42 pour les eaux. Le laboratoire n'effectuant que des analyses d'eau utilise une méthode interne.

Prix des analyses

Seuls deux laboratoires ont répondu sur la question des coûts des analyses :

- Un propose plusieurs packs (sol ou eau) : Liste de 14 PFAS (225 euros), liste de 28 substances (295 euros), méthode TOP et liste des 14 substances (320 euros) ;
- Un propose 18 acides perfluorés dans les eaux pour 180 euros.

5.2. GESTION : REMEDIATION

5.2.1. Enjeux spécifiques de remédiation des PFAS

Comme précisé précédemment, les PFAS recouvrent un très grand nombre de substances aux propriétés et comportements divers. Les PFAS étant souvent présents dans l'environnement sous forme de mélange complexe, leur réhabilitation peut s'avérer difficile.

Les PFAS se dégradent peu à l'exception des précurseurs des acides perfluorés qui se transforment en acides perfluorés. La transformation des PFAS dans le temps implique que la composition des mélanges peut changer au cours du temps : c'est une considération à prendre en compte pour leur gestion.

Enfin les PFAS ont des seuils réglementaires très différents selon les pays ou bien ne sont pas légiférés : les seuils de décontamination à atteindre peuvent donc être délicats à établir.

5.2.2. Technologies de remédiation des sols

Les méthodes de traitement des sols s'inscrivent dans deux grandes catégories (cf. Figure 48) :

- Les méthodes testées sur site et éprouvées (ITRC, 2018f) :
 - o Isolement des sols par couverture ;

- Excavation et élimination (mise en installation de stockage ou incinération) ;
- Sorption ou stabilisation à partir de mélange de sols ex-situ ;
- Désorption thermique ex-situ et destruction des gaz ;
- Les méthodes encore au stade de la recherche et développement et ayant une applicabilité plus faible sont par ordre croissant d’applicabilité : le broyage mécanique, les processus avancés de réduction et d’oxydation et le lessivage des sols.

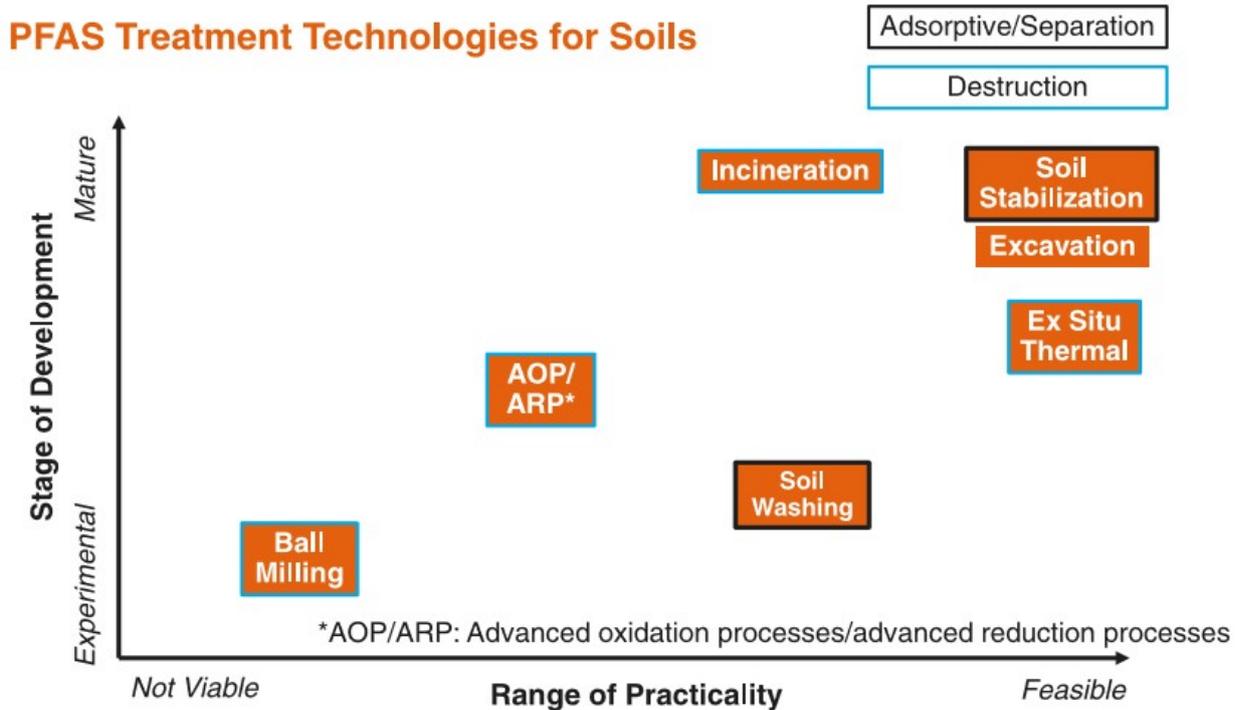


Figure 48 – Technologies de remédiation des sols pollués en PFAS (Ross, 2018)

Couverture et Isolement

Bien que le « capping » n’ait pas été utilisé sur les sites contaminés en PFAS, il serait possible et efficace pour la gestion des sols impactés en PFAS. Celui-ci consiste à isoler les terres polluées par les PFAS en les recouvrant d’un matériau imperméable qui empêche le contact avec les sols pollués et les récepteurs en surface et qui empêche l’infiltration des eaux et la migration des PFAS présents dans les sols vers les eaux souterraines.

Excavation et Elimination (mise en installation de stockage ou incinération)

L’excavation et la mise en installation de stockage ou l’incinération sont des technologies éprouvées dans le domaine de la réhabilitation des sols : elle élimine le problème du site considéré. Cependant ces technologies ne sont pas très développement durable : pour l’une, excavation et mise en installation de stockage, on ne fait que déplacer les sols contaminés sans détruire les PFAS (des processus de stabilisation sont quelquefois couplés à cette technologie) ; pour l’autre, l’incinération, cela requiert de très fortes températures entre 300 et 1000°C ce qui est très énergivore.

Sorption et stabilisation

Le principe de la sorption et de la stabilisation est d’amender le sol avec un matériau qui stabilise ou sorbe les PFAS dans le sol et donc limite fortement la migration des PFAS vers les eaux

souterraines. On mélange les sols avec du charbon actif, des nanotubes de carbone, des résines, des minéraux, des biomatériaux ou bien des polymères.

Les matériaux les plus employés pour la sorption sont ceux à base de charbon actif. Leur efficacité peut être réduite si d'autres contaminants organiques ou des sols à fort contenu en matière organique sont présents dans les sols (compétiteurs potentiels pour la sorption) (NGWA, 2017). De plus la capacité de sorption dépend de la longueur de chaîne des PFAS et de leur groupe fonctionnel (Xiao, 2017). Dans tous les cas, les capacités de sorption doivent faire l'objet de tests en laboratoire afin de dimensionner correctement l'amendement.

Les techniques de sorption et de stabilisation utilisant les matériaux non carbonés sont prometteuses comme les minéraux d'oxyde de fer et les argiles modifiées (comme la montmorillonite), mais ils ont fait l'objet de quelques tests uniquement. Les minéraux comme les argiles, la silice, les oxydes de fer et les zéolites ont été utilisés comme sorbant pour enlever des PFAS du sol et des eaux souterraines (Zhu, 2016 ; Rattanaoudom, 2012 ; Zhou 2010, 2013). Les argiles sont utilisées car ils sont bénins pour l'environnement, ont une grande capacité de sorption et peuvent être modifiés pour retenir certains types de PFAS (Zhu, 2016 ; Espana, 2015).

Dans tous les cas, les technologies de sorption et de stabilisation ne détruisent pas les PFAS. Il se pose alors la question de leur longévité sur le long terme. Les processus de sorption sont en évolution avec de plus en plus de tests à grande échelle. Cependant, leur efficacité a besoin d'être testée sous différentes conditions. Au mélange matériaux de sorption et sol, on peut ajouter du béton afin d'immobiliser plus durablement des PFAS.

Méthodes thermiques

Le traitement thermique consiste par la chaleur à mobiliser les PFAS présents dans les sols (puis à traiter les effluents de gaz) ou à détruire les PFAS (incinération). Le traitement thermique ex-situ est en pleine expansion actuellement. Aucun cas de traitement in-situ n'a été reporté. Des tests montrent que lorsqu'on chauffe le sol à 900°C on observe un abattement de 99% en PFAS (Endpoint consulting, 2016). Cependant, on ne sait pas avec exactitude la part de PFAS qui est détruite et celle qui est volatilisée. Les technologies thermiques ne sont pas très durables car elles sont très énergivores, larguent du carbone et détruisent les propriétés des sols.

Autres technologies (Ross, 2018)

Le lavage des sols et la récupération du lixiviat sont possibles afin de minimiser les volumes de sols à traiter. Les sols doivent cependant avoir une quantité de particules fines faible, sinon le traitement et la mise en installation de stockage peuvent être complexes et coûteux. Ondreka (2019) rapporte un cas de lavage intensif des sols in-situ et la récupération dans les eaux souterraines par pompage et traitement sur charbon actif (dans le cas de sols sablo-graveleux peu hétérogène et d'une nappe peu profonde).

Le broyage par bille d'aciers a montré des résultats intéressants sur les PFOS et les PFOA. L'action mécanique du broyage conduit à une destruction thermique des PFAS. Ces tests ont uniquement été réalisés en laboratoire et leur application à grande échelle doit être éprouvée (Zhang, 2013).

Coûts des technologies de traitement des sols

Les ordres de grandeur des coûts des technologies de traitement des sols sont indiqués en Figure 49.

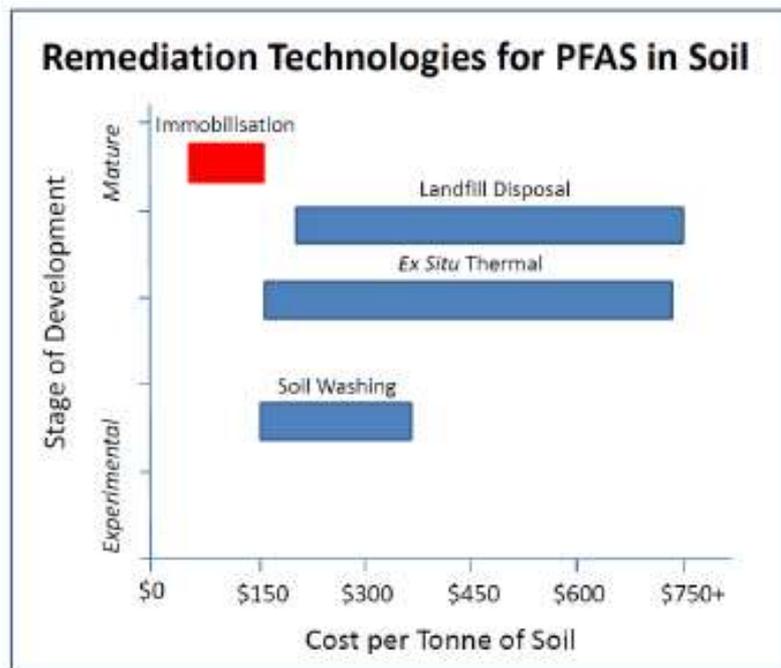


Figure 49 – Ordre de grandeur des technologies de traitement des PFAS - cas des sols (Juhasz, 2019)

5.2.3. Technologies de remédiation des eaux

En raison de ses propriétés physico-chimiques spécifiques (forte liaison fluor-carbone et faible pression de vapeur), les PFAS résistent aux technologies de traitement des eaux les plus classiques tels que l'oxydation directe, la biodégradation ou la photolyse directe. Les technologies de remédiation des PFAS pour les eaux comprennent des méthodes séparatives comme la filtration (nanofiltration, osmose inverse), la coagulation, la sorption (charbon actif granulaire, nanotubes de charbons, biomatériau), l'échange ionique (résines, polymères et matériel minéral) et des méthodes destructives comme l'oxydation chimique (persulfate activée, ozone), l'utilisation de réducteurs ciblés (Pd0/nFe0 nanoparticules, électrons aqueux), l'électrochimie, la photochimie, la sonolyse et le plasma. Les techniques de séparation utilisant le charbon actif et l'échange ionique sont les plus répandues. L'efficacité des technologies peut être améliorée en mettant les technologies à la chaîne et/ou en les combinant. La combinaison peut inclure un premier traitement in-situ, oxydant les précurseurs (oxydation, addition d'oxygène) et un deuxième traitement ex-situ (pompage et traitement avec échange ionique ou plasma).

Les méthodes de traitement des eaux s'inscrivent dans deux grandes catégories (cf. Figure 50) :

- Les méthodes testées sur site et éprouvées (ITRC, 2018f) :
 - o Extraction et sorption sur charbon actif ou résine d'échange anionique ;
 - o Extraction et filtration membranaire ou osmose inverse ;
 - o Extraction et précipitation et floculation ;

- Les méthodes ayant une applicabilité plus faible ou étant à un stade plus expérimental (Ross, 2018): l'utilisation d'enzymes / fungus, le fractionnement moléculaire in-situ par des mousses, la floculation, l'électro-coagulation, l'incinération, les processus d'oxydation ou de réduction, la sonolyse.

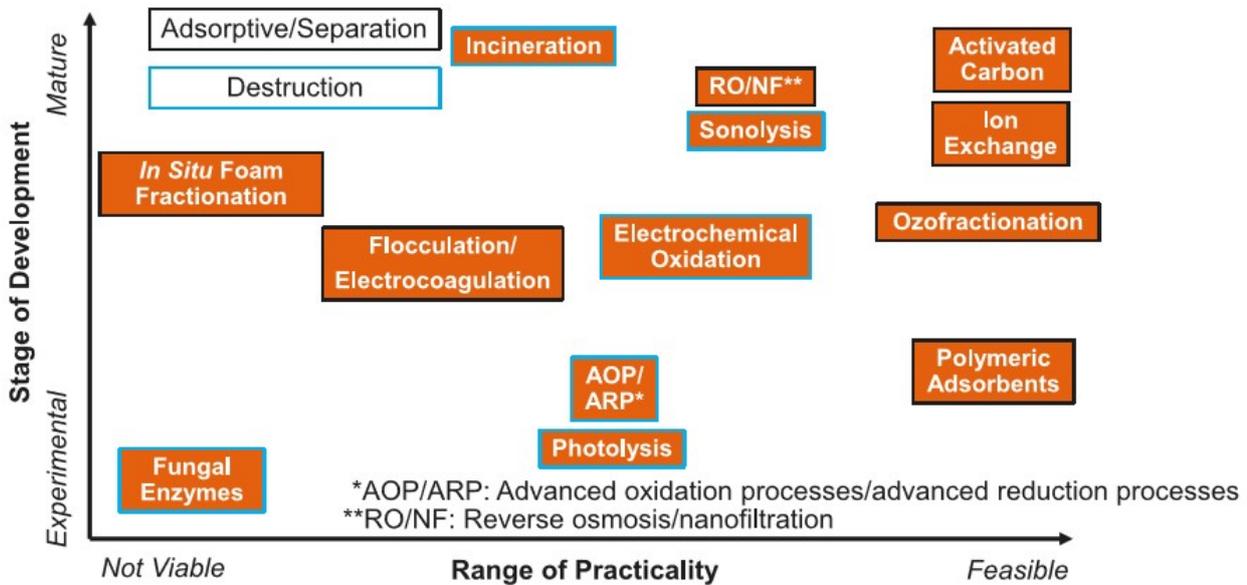


Figure 50 – Technologies de traitement des eaux polluées en PFAS (Ross, 2018)

Extraction et sorption sur charbon actif

Le traitement des eaux par charbon actif est la technologie la plus employée. Elle permet le traitement des PFAS avec une réduction de la concentration pouvant atteindre le ng/L et un taux d'abattement compris entre 90 et 99% (Du et al, 2014, Merino, 2016). Le charbon actif est avant tout utilisé pour les systèmes de traitement des eaux municipales, les points d'entrée d'eau domestique et comme élément dans des chaînes technologiques. Il existe quelques références rapportant des cas de Pompage Traitement au charbon actif sur les PFAS. L'injection in-situ du charbon actif pour traiter les eaux souterraines est peu renseignée.

Le charbon actif permet de traiter les acides perfluorés à chaîne longue, comme le PFOS et le PFOA. Son efficacité est moins bonne sur les acides perfluorés à chaîne courte et est très peu évaluée sur les précurseurs des acides perfluorés. Le traitement par charbon actif est rendu moins efficace ou inefficace par la présence de co-contaminants organiques ou un fort taux de matière organique naturelle. Hansen et al. (2010) ont montré que le charbon actif en grain était moins performant que celui en poudre. Ils ont également mis en évidence que le pourcentage adsorbé diminuait avec la taille de la chaîne perfluorée, les PFAS les plus petits étant les plus mal retenus. Afin de tester la capacité de sorption du charbon actif utilisé, il est nécessaire de faire des tests de sorption afin de dimensionner la technologie. Cette technologie doit aussi prendre en compte le remplacement du charbon actif lorsqu'il est saturé, son traitement ou sa régénération par voie thermique (Edel, 2019). Il est nécessaire de rester prudent sur les capacités de régénération du charbon actif à cause de la grande gamme de PFAS potentiellement présents.

Extraction et sorption par résine d’échange ionique

Les matériaux utilisés pour traiter les PFAS par échange ionique incluent des résines avec une fonction chargée (promouvant l’échange ionique) ou des résines neutres (promouvant les interactions hydrophobes ou force de Van der Waals). Ces résines peuvent être à usage unique ou régénérables.

Les résines à échange ionique semblent être plus efficaces pour adsorber les PFAS à chaîne courte que le charbon actif (les résines sont cependant un matériau plus onéreux). Notamment, les nouvelles résines gagnent en efficacité (Zaggia, 2016). On note cependant que le traitement des chaînes courtes, même s’il est meilleur, n’est pas optimal et que le traitement des précurseurs des acides perfluorés n’est pas évalué.

Autres matériaux de sorption

Xiao (2017) a comparé l’utilisation du biochar (mélange de charbon et biomasse) avec le charbon actif pour traiter des eaux d’alimentation impactées par des mousses incendie. Ces résultats en laboratoire montrent que le biochar pourrait remplacer le charbon actif.

D’autres matériaux sont en cours de développement. Par exemples on peut mentionner : les adsorbants à base de protéine (Michalsen, 2019) ; l’Aquagate + Rembind (Marquez, 2019) ; le Sorbix (Tsoukalis, 2019) ; le Rembind (Juhasz, 2019), l’Osorb (ABS Material, 2013) ; les hydroxydes à double couches (Zhihao, 2019). L’efficacité de ces matériaux nécessite encore d’être testée à grande échelle et leur traitement ou régénération méritent d’être étudiés.

Zhihao (2019) propose une synthèse de la capacité de sorption de différents matériaux pour le PFOS d’après Du (2014) et Li (2017) (cf. Tableau 35).

Sorbents	Equilibrium time (h)	Sorption capacity (mg/g)
Granular activated carbons	48-168	160-229
Anion–exchange resins	48-168	2960
Crosslinked chitosan bead	100	2745
Non-ion resins	10-90	37-41
Montmorillonite	24	83-99
Quaternized cotton	12	1647
Powdered activated carbons	3-5	374-550
Zeolites	3-5	8-126
Metal organic framework	0.17	45
Layered double hydroxides (LDHs)	0.17	865-998

(Du et al., 2014; Li et al., 2017)

Tableau 35 – Capacité de sorption du PFOS pour différents matériaux (Zhihao, 2019)

Précipitation / Flocculation / Coagulation

La précipitation suivie de flocculation et de la coagulation est la méthode de premier traitement des eaux usées. Ces processus impliquent l'addition de coagulants qui adsorbent les PFAS au moyen d'interaction électrostatiques ou hydrophobes. Le précipité est alors collecté sous forme de boues qui doivent être traitées (les quantités de boue peuvent être significatives). Il a été démontré que l'augmentation de la quantité de flocculant permet d'augmenter les rendements de traitements des chaînes perfluoroalkylées courtes (Cornelsen, 2017). Les eaux ainsi pré-traitées font souvent l'objet d'un traitement final pour atteindre les niveaux requis.

Filtration par membrane : osmose inverse et nanofiltration

L'osmose inverse et la nano-filtration ont montré leur efficacité pour extraire les PFAS de l'eau quelle que soit leur longueur de chaîne et ce également pour les précurseurs des acides perfluorés (Higgins, 2016). Ces techniques particulièrement coûteuses sont principalement utilisées dans les grandes unités de traitement de l'eau potable. En ce qui concerne l'application de ces techniques pour la purification des eaux souterraines, la présence de particules solides et la géochimie de l'eau doivent être évaluées afin d'anticiper tout phénomène d'endommagement des membranes. Ces techniques génèrent de petits volumes hautement concentrés en PFAS qui requièrent un traitement approprié.

Autres technologies non destructives

L'ozo-fractionnement (Dickson, 2013, 2014) consiste à faire circuler l'eau dans des bulles d'ozone qui vont séparer des PFAS et oxyder les composés non fluorés. Les PFAS sont alors concentrés dans la vapeur. Cette technique peut être une technique de pré-concentration intéressante pour des traitements ultérieurs. Ce procédé a été appliqué à grande échelle et s'est avéré efficace pour traiter les PFAS.

La fractionnement in-situ avec des mousses de traitement a été expérimentée pour le traitement des eaux souterraines (OPEC systems, 2017). Cette méthode consiste à injecter de l'air comprimé in-situ et à créer des mousses récupérables. Cette méthode de récupération des PFAS est efficace autour du puits de récupération, mais inefficace pour les autres parties de l'aquifère affectées par les PFAS. La dépollution d'un aquifère demande donc l'installation de nombreux points d'injection et de récupération selon la géologie de l'aquifère.

Processus d'oxydation ou de réduction

Plusieurs travaux montrent que les acides carboxyliques perfluorés et des fluorotélomères se dégradent sous l'action d'une oxydation chimique. Les acides perfluorosulfoniques sont plus récalcitrant à l'oxydation chimique. L'un des enjeux de l'oxydation chimique sur les PFAS est son application in-situ qui engendre des concentrations significatives de PFAS mobiles à chaîne plus courte qui doivent être contrôlées. La présence de précurseurs cationiques ou zwitterioniques dans une zone source peut provoquer un effet rebond (par la dégradation des précurseurs en acides perfluorés).

Les méthodes destructives conduisent très souvent à une dégradation incomplète des PFAS et à la production de produits intermédiaires et sous-produits. Une synthèse des produits intermédiaires et des sous-produits générés par des processus d'oxydation a été présentée par Crimi (2019) (cf. Figure 51).

L’oxydation électrochimique pour les PFAS est en plein développement. Les tests actuels réalisés dans le cadre de projets de recherche montrent qu’elle peut conduire à la formation de perchlorates et de bromates dont la présence est indésirable dans l’environnement.

Oxidation Approach	Intermediates and Byproducts
Persulfate	F ⁻ , PFPrA, PFHpA, PFHxA, PFPA, PFPeA, PFBA, TFA
UV-Fenton	F ⁻ , Formic acid, PFPrA, PFHpA, PFHeA, PFPeA, PFBA
Fe(III)	F ⁻ , PFPrA, PFHpA, PFHeA, PFPeA
Ferrates	No observed F ⁻
Fe(III) and oxalate	F ⁻ , PFPrA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA
Plasma	F ⁻ , TFA, PFPrA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFBS
UV-Pb-modified TiO ₂	PFHpA, PFHeA, PFPrA, TFA, PFPeA, PFBA
Sonolysis	PFHpA, PFHxA, PFPA, TFA and F ⁻ , PFHpS, PFHxS, PFOA
Photocatalysis with Inidium oxide	F ⁻ , PFHpA, PFHeA, PFPrA, PFPeA, PFBA
TiO ₂ photocatalysis	PFHpA, PFHpA, PFPeA, PFBA
Environmental photolysis	PFBA, PFBS, PFOA
Electrochemical oxidation	F ⁻ , TFA, PFPA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA
Photolysis with persulfate	F ⁻ , CO ₂ , SO ₄ ²⁻ , PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA
Microwave hydrothermal decomposition	F ⁻ , CO ₂ , PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFHeA

Figure 51 – Produits intermédiaires et sous-produits observés lors de traitement des PFAS par des processus d’oxydation dans les eaux (Crimi, 2019)

La réduction chimique utilisant des sulfites, iodures ou dithionites irradiés aux UV s’est montrée efficace pour dégrader des acides perfluorés. Ces techniques posent la question du relargage des iodures et des sulfites dans l’environnement. L’efficacité de ces méthodes doit être testée in-situ sur le terrain.

Autres technologies destructives

La sonolyse a été testée en laboratoire sur les PFAS et a montré un potentiel de destruction. Son efficacité doit être démontrée à plus grande échelle.

Les traitements biologiques ne sont pas viables pour les PFAS, notamment à cause de la forte liaison carbone-fluor qui caractérise les PFAS et leur histoire récente qui fait que comparés aux organochlorés, il existe très peu d’organismes adaptés pour les dégrader. Les précurseurs des PFAS (notamment les fluorotélomères) se biodégradent en acides à chaîne plus courte : par exemple le 8 :2 FTOH se transforme en condition aérobie en PFOA et en PFHxA. Cependant, la biodégradation des PFAS s’arrête généralement à ce stade et ne va pas jusqu’à la minéralisation totale. Quelques cas de dégradation par des champignons ont été rapportés (Colosi, 2009 et Luo, 2015). Les résultats ont montré une réduction de 30% des concentrations en PFOA.

Coûts des technologies

Edel (2019) compare les coûts de traitement en fonction des différents types de technologies envisagées (Tableau 36) ; les coûts spécifiques en fonction des concentrations d’entrées (Figure 52). Il effectue une comparaison des technologies selon les concentrations atteintes en sortie, les déchets générées et d’autres facteurs (Tableau 37).

Comparaison des coûts: $Q_w = 25 \text{ m}^3/\text{h}$, $\Sigma \text{ PFC} = 10 \text{ }\mu\text{g/l}$, charge en PFC 2 kg/a

Procédés de traitement	Adsorption sur charbon actif	Échange d'ions	Floculation	Procédé à membranes
Coûts uniques - Montage - Mise en service	26.000 CHF	30.400 CHF	35.800 CHF	51.000 CHF
Fournitures opérationnelles	0,08 CHF/m ³	0,18 CHF/m ³	0,16 CHF/m ³	0,68 CHF/m ³
Fournitures opérationnelles Pourcentage du coût global	14%	22%	18%	34%
Coûts globaux * - spécifiques - annuels	0,54 CHF/m ³ 119.020 CHF/a	0,86 CHF/m ³ 188.050 CHF/a	0,89 CHF/m ³ 195.200 CHF/a	2,03 CHF/m ³ 445.140 CHF/a

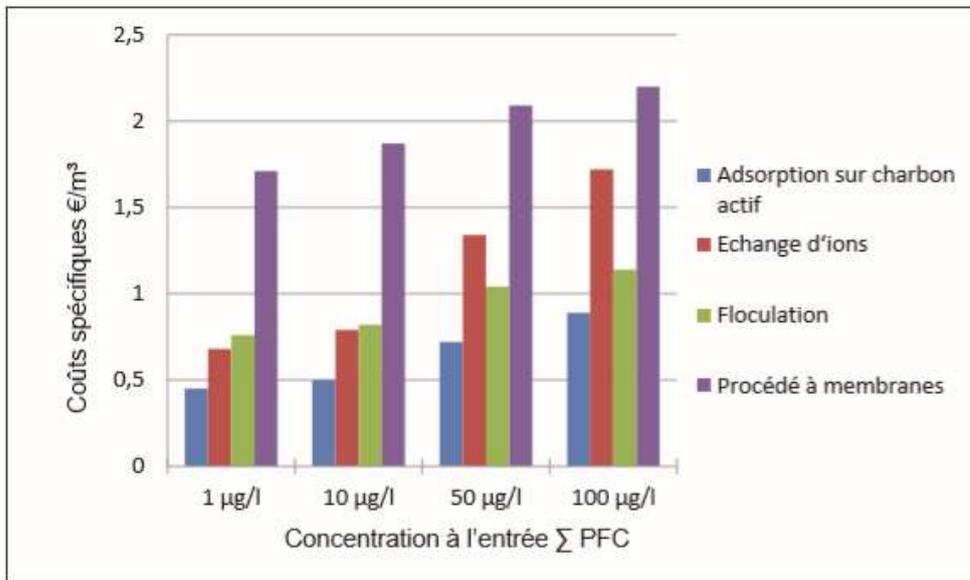
* Technique de l'installation (mise à disposition, entretien, réparations, maintenance, surveillance), énergie électrique, fournitures opérationnelles y.c. réactivation et élimination

1,09 CHF - 1,00 €

ZUBLIN

Tableau 36 – Coûts de traitement des eaux polluées par les PFAS (Edel, 2019)

Coûts Spécifiques : $Q_w = 25 \text{ m}^3/\text{h}$, $\Sigma \text{ PFC} = 1 - 100 \text{ }\mu\text{g/l}$, charge en PFC 0,2 - 20 kg/a



ZUBLIN

Figure 52 – Coûts spécifiques de la dépollution des eaux polluées par des PFAS en fonction des concentrations en entrée (Edel, 2019)

Comparaison des méthodes

Méthode	Adsorption sur charbon actif	Échange d’ions	Floculation	Procédé à membranes
Valeurs cibles à la sortie : PFC < 10 ng/l	oui	non	non	oui
Post-nettoyage	aucun	nécessaire	nécessaire	nécessaire
Déchets	aucun	regénérat, résine d’échange d’ions	boues	rétenant
Recyclage des fournitures opérationnelles	oui (réactivat)	non	non	-
Coûts globaux* par année [CHF/a]	107.120 - 211.850	161.870 - 409.430	180.910 - 271.369	407.050 - 523.700
Coûts globaux* spécifiques [CHF/m³]	0,49 - 0,97	0,74 - 1,87	0,83 - 1,24	1,86 - 2,39

* $Q_w = 25 \text{ m}^3/\text{h}$, $\sum \text{PFC } 1 - 10 - 50 - 100 \text{ } \mu\text{g/l}$:
 $\rightarrow \sum \text{charge en PFC} : 0,2 - 2 - 10 - 20 \text{ kg/a}$

1,09 CHF - 1,00 €

ZUBLIN

Tableau 37 – Comparaison des méthodes de traitement des eaux polluées par des PFAS (Edel, 2019)

6. Bibliographie

Ahrens, L., M. Shoeib, T. Harner, S. C. Lee, R. Guo, and E. J. Reiner. (2011). "Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere." *Environmental Science and Technology* 45: 8098-8105. <http://dx.doi.org/10.1021/es1036173>.

Anses (2011). Rapport sur la campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine. Ressources en eau brute et eau traitée.

Armitage, J. M., M. MacLeod, and I. T. Cousins (2009) "Modeling the global fate and transport of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanoate (PFO) emitted from direct sources using a multispecies mass balance model." *Environmental Science and Technology* 43(4): 1134-40.

Arnold F. (2019). Assainissement du terrain d'exercice des pompiers Situation actuelle – Symposium SSP Suisse – Novembre 2019.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2009). Draft toxicological profile for perfluoroalkyls.

Australian EPA and Newzeland HEPA (2017). PFAS National Environmental Management Plan, Consultation draft, August 2017.

Ahrens, L., M. Shoeib, T. Harner, S. C. Lee, R. Guo, and E. J. Reiner. (2011). "Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere." *Environmental Science and Technology* 45: 8098-8105. <http://dx.doi.org/10.1021/es1036173>.

Bach, C., Boiteux V., Hémard J., Colin A., Rosin C., Munoz J.F., Dauchy X. (2016). Simultaneous determination of perfluoroalkyl iodides, perfluoroalkane sulfonamides, fluorotelomer alcohols, fluorotelomer iodides and fluorotelomer acrylates and methacrylates in water and sediments using solid-phase microextraction-gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 1448: 98-106.

Bach, C., Dauchy, X., Boiteux, V., Colin, A., Hémard, J., Sagres, V., Rosin, C. and Munoz J.-F. (2017). The impact of two fluoropolymer manufacturing facilities on downstream contamination of a river and drinking water resources with per- and polyfluoroalkyl substances. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (5):4916-4925.

Baduel C., C. J. Paxman, J. F. Mueller (2015). Perfluoroalkyl substances in a firefighting training ground (FTG), distribution and potential future release *Journal of Hazardous Materials* 296 (2015) 46–53.

Baduel C., J. F. Mueller , A. Rotander, J. Corfield , M-J Gomez-Ramos (2017). Discovery of novel per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) at a fire fighting training ground and preliminary investigation of their fate and mobility *Chemosphere* 185 (2017) 1030-1038.

Blaine, A. C., C. D. Rich, L. S. Hundal, C. Lau, M. A. Mills, K. M. Harris and C. P. Higgins (2013). "Uptake of Perfluoroalkyl Acids into Edible Crops via Land Applied Biosolids: Field and Greenhouse Studies." *Environmental Science and Technology* 47 (24): 14062-14069.

Boiteux, V., Bach C., Sagres V., Hémard J., Colin A., Rosin C., Munoz J.F., Dauchy X.(2016). 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.

Campo J, Masia A., Pico Y., Farré M. Bracelo D. (2014). Distribution and fate of perfluoroalkyl substances in Mediterranean Spanish sewage treatment plants, *Science of the Total Environment* 472 (2014) 912-922.

Chen, H.; Zhang, L.; Li, Z. (2019). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in precipitation from mainland China: Contributions of unknown precursors and short-chain (C2-C3) perfluoroalkyl carboxylic acids *WATER RESEARCH* Volume: 153, Pages: 169-177, Published: APR 15 2019.

Colosi, L. M., Pinto, R. A., Huang, Q., & Weber, W. J., Jr. (2009). Peroxidase-mediated degradation of perfluorooctanoic acid. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (2), 264–271. <https://doi.org/10.1897/08-282.1>.

Concawe (Conservation of Clean Air and Water in Europe) (2016). *Environmental Fate and Effects of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFAS)*. Report No. 8/16. Auderghem, Belgium.

Conder, J.M., R.A. Hoke, W. de Wolf, M.H. Russell, R.C. Buck (2008). Are PFCAs bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds, *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42, 995-1003.

Conder J., J. Arblaster, E. Larson (2019) *TOXICOLOGY, RISK ASSESSMENT, AND RISK MANAGEMENT OF PFAS: STATE OF THE SCIENCE*,. Adelaide clean-up conference 2019.

Conder J., J. Arblaster, E. Larson (2019b). *Guidance for Assessing the Ecological Risks of PFASs to Threatened and Endangered Species at Aqueous Film Forming Foam-Impacted Sites* SERDP Project ER18-1614. JULY 2019 Geosyntec Consultants.

Cornelsen. (2017). *The PFC challenge*. Retrieved from [https:// www.cornelsen.co.uk/perfluorad-pfc-treatment/](https://www.cornelsen.co.uk/perfluorad-pfc-treatment/).

Cousins I. T. (2019). *State of Science of the fate and transport of PFAS*, Adelaide clean-up conference 2019.

Crimi M. (2019) (Clarkson University, USA) au web-séminaire SERDP & ESTCP du 17 octobre 2019 intitulé « *Managing Aqueous Film Forming Foam (AFFF) Impacts to Subsurface Environments and Assessment of Commercially Available Fluorine-Free Foams* » <https://www.serdp-estcp.org/Tools-and-Training/Webinar-Series/10-17-2019>.

Dauchy X., Boiteux V., Rosin C., Munoz J.F. (2012a). *Relationship Between Industrial Discharges And Contamination of Raw Water Resources by Perfluorinated Compounds. Part I: Case Study of a Fluoropolymer Manufacturing Plant*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89(3): 525-530.

Dauchy X., Boiteux V., Rosin C., Munoz J.F. (2012b). *Relationship between Industrial Discharges And Contamination of Raw Water Resources by Perfluorinated Compounds. Part II: Case Study of a Fluorotelomer Polymer Manufacturing Plant*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89(3): 531-536.

Dauchy, X.; Boiteux, V.; Bach, C. (2017b) Per- and polyfluoroalkyl substances in firefighting foam concentrates and water samples collected near sites impacted by the use of these foams. *CHEMOSPHERE*, Volume:183, Pages: 53-61, Published: SEP 2017

Dauchy, X., Boiteux, V., Bach, C., Colin, A., Hémard, J., Rosin, C., Munoz, J.F. (2017a) Mass flows and fate of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the wastewater treatment plant of a fluorochemical manufacturing facility. *Science of The Total Environment* 576: 549-558.

Dauchy, X., Boiteux, V., Colin, A., Hémard, J., Bach, C., Rosin, C., Munoz, J.F. (2019a). Deep seepage of per- and polyfluoroalkyl substances through the soil of a firefighter training site and subsequent groundwater contamination. *Chemosphere* 214: 729-737.

Dauchy X., Boiteux V., Colin A., Bach C., Rosin C., Munoz J.F. (2019b). Poly- and Perfluoroalkyl Substances in Runoff Water and Wastewater Sampled at a Firefighter Training Area. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76 (2): 206-215.

Dauchy, X. (2019c). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water: Current state of the science. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7: 8-12.

DEPA (Danish Environmental Protection Agency) (2015). Short-chain Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). A literature review of information on human health effects and environmental fate and effect aspects of short-chain PFAS. Environmental project No. 1707-2015. Copenhagen, Danish Environmental Protection Agency 43

Dickson, M. D. (2013). Method for treating industrial waste. Retrieved from: <https://pericles.ipaustralia.gov.au/ols/auspat/applicationDetails.do?applicationNo=2012289835>.

Dickson, M. D. (2014). United States US 2014O190896A1 Patent Application Publication. Retrieved from <https://patentimages.storage.googleapis.com/a4/4f/92/6864036f22203d/US20140190896A1.pdf>

Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J., & Yu, G. (2014). Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 274, 443–454. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.038>.

ECHA (2015). ANNEX XV Restriction Report, Proposal For A Restriction, Perfluorooctanoic acid (PFOA), PFOA salts and PFOA-related substances. The German and Norwegian competent authorities. Version Number: 1.0. Date: 17 October 2014.

Edel (2019) Assainissement des eaux souterraines polluées par les PFAS : analyse coûts-techniques et étude de cas IN-Campus, 1er Symposium Sites pollués Suisse 12 novembre 2019, Soleure.

Endpoint Consulting (2016) Endpoint Consulting. 2016. Bench-Scale VEG Research and Development Study: Implementation Memorandum for Ex-Situ Thermal Desorption of Perfluoroalkyl Compounds (PFCs) in Soils. <http://www.endpoint-inc.com/wp-content/uploads/2016/05/VEG-Bench-Scale-PFCs-Soil.pdf>.

ENSO (2018), First International workshop on Emerging policy challenges on New SOil contaminants, Bruxelles, November 2018.

Environment Canada (2013). Perfluorooctane sulfonate in the Canadian Environment. Environmental Monitoring and Surveillance in Support of the Chemicals Management Plan. Ottawa, Canada. 22 pp. En14-96/2013E-PDF. ISBN 978-1-100-22426-8.

Environment and Climate Change Canada (2016). National Assessment of FEQG exceedances of PFOS since the last update (2011-2014). Monitoring of Perfluorooctane Sulfonate in the Environment under the Chemicals Management Plan. Draft report provided to the Canadian Environmental Sustainability Indicator program by CMP Research and Monitoring, Emerging Priorities Division. June 7, 2016.

Environnement et Changement climatique Canada (2017). Recommandations fédérales pour la qualité de l’environnement - Sulfonate de perfluorooctane (SPFO), Loi canadienne sur la protection de l’environnement (1999) Février 2017.

Ericson, I., Nadal, M., Van Bavel, B., Lindström, G. and Domingo, J.L. (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.

Eriksson, U.; Haglund, P.; Karrman, A. (2017). Contribution of precursor compounds to the release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from waste water treatment plants (WWTPs) *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES* Volume: 61 Special Issue: SI, Pages: 80-90, Published: NOV 2017.

Espana, V., M. Mallavarapu, and S. Naidu. (2015). “Treatment technologies for aqueous perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA): A critical review with an emphasis on field testing,” *Environmental Technology and Innovation* 4: 168-181.

ESWI (2011). Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs. ESWI consortium: Bipro, Umweltbundesamt and Enviroplan for the European Commission.

European Commission (2015). 13th Meeting Of the Competent Authorities Under Regulation EC No 850/2004 (POPs). European Commission, DG Environment, Brussels, 27.03.2015. POP CA/2015/03.

Favreau P., Poncioni-Rothlisberger C., Place B.J. Bouchex-Bellonie H., Weber A. Tremp J et al. (2017). Multi-analyte profiling of per and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in commercial products. *Chemosphere* 171, 491-501, 2017.

Glas, L. G., Hawerman, L., Östman, A. (2013). Uses of PFOS in Sweden 2012/13 in the areas exempted from the ban. October 10, 2013, revised 131121. Kemiinformation, For the Swedish Chemical Agency.

Government of Canada (2016). Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in Fish and Water. Canadian Environmental Sustainability Indicators (CESI). <https://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=en&n=9AA98870-1> Last modified 2016-02-17. Accessed June 7, 2016

Guelfo J. L, Adamson D. T. (2018). Evaluation of a national data set for insights into sources, composition and concentrations of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in US drinking water. *Environmental Pollution* 236 (2018) 505-513.

Guggenheim (2019) Hier HCC, aujourd’hui PFAS – Que nous réserve l’avenir ? Section Sites Contaminés, Symposium Sites pollués, 12 Novembre 2019.

Herzke D., E. Olsson, and P. Posner. (2012). "Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Consumer Products in Norway a Pilot Study." *Chemosphere* 88: 980-987.

Higgins, C. P., J. A. Field, C. S. Criddle, and R. G. Luthy. (2005). "Quantitative Determination of Perfluorochemicals in Sediments and Domestic Sludge." *Environmental Science and Technology* 39 (11): 3946 – 3956.

Higgins, C., & Dickenson, E. R. (2016). *Treatment and mitigation strategies for poly- and perfluoroalkyl substances*. WRF report 4322. Denver, CO: Water Research Foundation.

Holmquist, H., S. Schellenberger, I. van der Veen, G. M. Peters, I. T. Cousins, and P. E. G. Leonards. (2016). "Properties, Performance and Associated Hazards of State-Of-The-Art Durable Water Repellent (DWR) Chemistry for Textile Finishing." *Environment International* 91: 251-264.

Hori, H., Y. Nagaoka, A. Yamamoto, T. Sano, N. Yamashita, S. Taniyasu, and S. Kutsuna. (2006). "Efficient Decomposition of Environmentally Persistent Perfluorooctane Sulfonate and Related Fluorochemicals Using Zerovalent Iron in Subcritical Water." *Environmental Science and Technology* 40: 1049-1054.

Houtz, E. F., C. P. Higgins, J. A. Field, and D. L. Sedlak. (2013). "Persistence of perfluoroalkyl acid precursors in AFFF-impacted groundwater and soil." *Environmental Science and Technology* 47(15): 8187-8195. doi: 10.1021/es4018877.

Houtz, E. F.; Sutton, R.; Park, J-S; et al. (2016). Poly- and perfluoroalkyl substances in wastewater: Significance of unknown precursors, manufacturing shifts, and likely AFFF impacts, *WATER RESEARCH* Volume: 95, Pages: 142-149, Published: MAY 15 2016.

INERIS (2012a). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : PFOS, ACIDE, SELS ET DERIVES, DRC-12-126866-07631A, 89 p.

INERIS (2012b). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : PRECURSEURS DU PFOS, DRC-12-126866-13681A, 58 p. (<http://rsde.ineris.fr/> ou <http://www.ineris.fr/substances/fr/>).

INERIS (2015). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : PFOA (acide perfluorooctanoïque et ses sels, et leurs précurseurs) (<http://rsde.ineris.fr/> ou <http://www.ineris.fr/substances/fr/>).

ITRC (2018a) – ITRC factsheet. Naming Conventions and Physical and Chemical Properties of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)

ITRC (2018b). ITRC factsheet. History and Use of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS).

ITRC (2018c). ITRC factsheet. Regulations, Guidance, and Advisories for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS).

ITRC (2018d). ITRC factsheet. Environmental Fate and Transport of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS).

ITRC (2018e). ITRC factsheet. Site Characterization Considerations, Sampling Precautions, and Laboratory Analytical Methods for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS).

IRTC (2018f). ITRC factsheet. Remediation Technologies and Methods for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS).

Juhasz (2019) Application of soil amendments for reducing PFAS exposure and bioavailability, Adelaide, Clean-up conference, 2019.

Kannan, K. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances: current and future perspectives. *Environmental Chemistry* 8, 333-338.

Krieg F., L. Gasser, M.a Kuster (2019). PFAS: Origine, propriétés, stratégies d’investigation, méthodes d’analyse et développement de valeurs limites – Symposium SSP Suisse – Novembre 2019.

KEMI (2015). Occurrence and Use of Highly Fluorinated Substances and Alternatives. Swedish Chemicals Agency, Report 7/15. ISSN 0284-1185. Article number 361 164.

Labenzy (2019) Assessing Exposure to PFAS Precursors. Adelaide clean-up conference 2019.

Lai F Y, Rauert C, Gobelius L., Ahrens L (2019) A critical review on passive sampling in air and water for per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs), *Trends in Analytical Chemistry* 121 (2019) 115311

Lang, J. R. (2016). “Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Municipal Solid Waste and Landfill Leachate.” Under the direction of Dr. Morton A. Barlaz. <https://repository.lib.ncsu.edu/bitstream/handle/1840.20/33339/etd.pdf?sequence=1>.

Lang, J. R., B. M. Allred, J. A. Field, and M. A. Barlaz. (2016). “Physical and biological release of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in laboratory-scale anaerobic bioreactors filled with carpet and clothing.” *Environmental Science and Technology* 50: 5024–5032.

Lang, J. R., B. M. Allred, J. A. Field, J. W. Levis, and M.A. Barlaz. (2017). “National Estimate of Per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Release to US Municipal Landfill Leachate.” *Environmental Science and Technology* 51 (4): 2197–2205.

Li, F; Huang, H; Xu, Z; et al. (2017) Investigation of Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in Sediments from the Urban Lakes of Anqing City, Anhui Province, China, *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY*, Volume: 99 Issue: 6 Pages: 760-764 Published: DEC 2017

Lindim C. et al., (2015). “Estimating emissions of PFOS and PFOA to the Danube River catchment and evaluating them using a catchment-scale chemical transport and fate model”, *Environmental Pollution*, Volume 207, December 2015, Pages 97–106.

Lindstrom, A. B., M. J. Strynar, A. D. Delinsky, S. F. Nakayama, L. McMillan, E. L. Libelo, M. Neill, and L. Thomas. (2011). “Application of WWTP Biosolids and Resulting Perfluorinated Compound Contamination of Surface and Well Water in Decatur, Alabama, USA.” *Environmental Science and Technology* 45 (19): 8015–8021.

Loos, R., Wollgast, J., Huber, T. and Hanke, G. (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.

Loos, R., B. M. Gawlik, et al. (2009). "EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters." *Environmental Pollution* 157(2): 561-568.

Loos, R., G. Locoro, et al. (2010a). "Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water." *Water Research* 44(14): 4115-4126.

Luo, Q., Lu, J., Zhang, H., Wang, Z., Feng, M., Chiang, S.-Y. D., Huang, Q. (2015). Laccase-catalyzed degradation of perfluorooctanoic acid. *Environmental Science & Technology Letters*, 2(7), 198–203. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00119>.

Mache (2019) Résultats d'un état des lieux des PFAS dans les eaux de plusieurs cantons, et aspects de la gestion de la qualité dans l'échantillonnage. – Symposium SSP Suisse – Novembre 2019.

Mak, Y.L., Taniyasu, S., Yeung, L.W.Y., Lu, G., Jin, L., Yang, Y., Lam, P.K.S., Kannan, K. and Yamashita, N. (2009). Perfluorinated Compounds in Tap Water from China and Several Other Countries. *Environmental Science & Technology* 43(13), 4824-4829.

McKenzie, E. R., R. L. Siegrist, J. E. McCray, and C. P. Higgins. (2016). "The influence of a non-aqueous phase liquid (NAPL) and chemical oxidant application on perfluoroalkyl acid (PFAA) fate and transport." *Water Research* 92: 199-207. doi: 10.1016/j.watres.2016.01.025. Epub 2016 Jan 14.

Marquez N., R. Valkan (2019). Assessing a Novel Media for Reducing PFAS Migration via Stormwater Systems, Adelaide clean-up conference 2019.

Merino, N., Qu, Y., Deeb, R. A., Hawley, E. L., Hoffmann, M. R., & Mahendra, S. (2016). Degradation and removal methods for perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in water. *Environmental Engineering Science*, 33(9), 615–649. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0233>.

Michalsen, M.; Field, J. A.; Christie, E.; Khazaei, M.; Ng, C. (2019). Molecular Design of Effective and Versatile Adsorbents for Ex Situ Treatment of AFFF impacted Groundwater, U.S. University of Pittsburgh, Army Engineer Research Development, Massachusetts, Oregon State University, Adelaide clean-up conference 2019.

Mitchell A. S., Bowles K. C. (2019a). PFAS Composition in Surface Water Ecologies Arising from Legacy Use of AFFF Firefighting Foams, Adelaide clean-up conference 2019.

Mitchell A. S., K. C. Bowles (2019b). Assessment of Options for Reuse or Disposal of Soils Contaminated with PFAS — An Evaluation of the Australian Standard Leaching Procedure (ASLP), Adelaide clean-up conference 2019.

Moreau P., Yari A, Ghestem JP, (2015) – Impact du matériel d'échantillonnage sur les données de surveillance de substances organiques en eau souterraine : essais en laboratoire. AQUAREF - BRGM/RP-65035-FR, 30p [

Moreau P., Ghestem JP, Lepot B, Yari A (2016) Risques de contamination des échantillons lors des opérations d'échantillonnage : synthèse opérationnelle – Rapport AQUAREF 2016 – 15 p.

Navarro, I., A. de la Torre, P. Sanz, M. Á. Porcel, J. Pro, G. Carbonell, and M. de los Angeles Martínez (2017). "Uptake of Perfluoroalkyl Substances and Halogenated Flame Retardants by Crop Plants Grown in Biosolids-Amended Soils." *Environmental Research* 152: 199-206.

Newell C. (2019). PFAS research and development: overview of key issues and technologies, Adelaide Clean-up conference 2019.

NGWA (National Groundwater Association) (2017).(2017). "Groundwater and PFAS: State of Knowledge and Practice." <http://www.ngwa.org/Professional-Resources/Pages/Groundwater-and-PFAS.aspx>. December 2017.

Nolan A. (2019). Improving Measurement Reliability, of the PFAS TOP Assay – implications: informing regulation and guidance. Adelaide clean-up conference, 2019.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2007).. Report of an OECD Workshop on Perfluorocarboxylic Acids (PFCAs) and Precursors. ENV-JM-MONO(2007)11, Paris: OECD.

OECD (2015). Working Towards a Global Emission Inventory of PFASs: Focus on PFCAs – Status Quo and the Way Forward. [http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-management/Working%20Towards%20a%20Global%20Emission%20Inventory%20of%20PFA SS.pdf](http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-management/Working%20Towards%20a%20Global%20Emission%20Inventory%20of%20PFA%20SS.pdf).

Oliaei F., D. Kriens, R. Weber, and A. Watson. (2013). "PFOS and PFC releases and associated pollution from a PFC production plant in Minnesota (USA)." *Environmental Science and Pollution Research* 20 (4): 1977-92.

Ondreka (2019). Contaminations par les PFAS sur sites industriels, Bavière, Symposium suisse sites pollués, Novembre 2019.

OPEC Systems. (2017). Downhole Foam Fractionation (DFF) solutions. Retrieved from <https://opecsystems.com/shop/category/pfas-solutions>.

Pan, C. G., G. G. Ying, J. L. Zhao, Y. S. Liu, Y. S. Jiang, and Q. Q. Zhang. (2014). "Spatiotemporal distribution and mass loadings of perfluoroalkyl substances in the Yangtze River of China." *Science of the Total Environment* 493: 580-587.

Pancras T. (2018). Evaluation of Established and Upcoming Remediation Technologies. Witteveen+Bos – Arcadis. Ensor Conference, November 2018.

Pancras T. (2019). The evolution and basis of PFAS guidelines in the netherlands, their consequences and a reflection with international guidance, September 2019, Adelaide clean-up conference 2019.

PERFORCE (2006). Perfluorinated organic compounds in the European Environment, FP6-NEST, Scientific Report, 2006. Contract number 508967.

Pistocchi A. et al. (2009). A Map of European Emissions and Concentrations of PFOS and PFOA, *Environ. Sci. Technol.* 2009 43, 9237–9244.

Qi, Y., S. Huo, B. Xi, J. Zhang, and Z. He. (2016). "Spatial distribution and source apportionment of PFAS in surface sediments from five lake regions, China." *Scientific Reports*. 6:22674.

Quinete, N., Orara, F., Werres, F., Moreira, I. and Wilken, R.D. (2009). Determination of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid in the Rhine river, Germany. *Fresenius Environmental Bulletin* 18(7 B), 1356-1362.

- Quiñones, O. and Snyder, S.A. (2009). Occurrence of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in Drinking Water Utilities and Related Waters from the United States. *Environmental Science & Technology* 43(24), 9089-9095.
- Rankin, K., S. Mabury, T. Jenkins, and J. Washington. (2016). "A North American and Global Survey of Perfluoroalkyl Substances in Surface Soils: Distribution Patterns and Mode of Occurrence." *Chemosphere* 161: 333-341.
- Rattanaoudom, R., C. Visvanathan, S. K. Boontanon. (2012). "Removal of Concentrated PFOS and PFOA in Synthetic Industrial Wastewater by Powder Activated Carbon and Hydrotalcite." *Journal of Water Sustainability* 2(4): 245–258.
- Reinikainen J. (2019). Policy Aspects of Managing PFAS-Case Finland, September 2019, Adelaide clean-up conference 2019.
- Ring, K., Kalin, T., and Kishi, A. (2002). Fluoropolymers. (CEH Marketing Research Report. Chemical.
- Ross I, McDonough J, Miles J, et al. (2018). A review of emerging technologies for remediation of PFASs. *Remediation*. 2018;28:101–126.
- Saito, N., Harada, K., Inoue, K., Sasaki, K., Yoshinaga, T. and Koizumi, A. (2004). Perfluorooctanoate and Perfluorooctane Sulfonate Concentrations in Surface Water in Japan. *Journal of Occupational Health* 46(1), 49-59.
- Schwab M. (2019). OFEV, Aperçu des investigations des PFAS dans les sites pollués déjà réalisées en Suisse. Symposium suisse sur les Sites pollués, Novembre 2019. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/sites-contamines/info-specialistes/symposium-allasten-schweiz.html>.
- Schultz, M., C. P. Higgins, C. A. Huset, R. G. Luthy, D. F. Barofsky, and J. A. Field. (2006). "Fluorochemical Mass Flows in a Municipal Wastewater Treatment Facility." *Environmental Science and Technology* 40: 7350-7357.
- Seow J. (2019). PFAS — The Forever Chemical Global Risk and Emerging Concerns. Adelaide clean-up conference 2019.
- Skutlarek, D., Exner, M. and Färber, H. (2006). Perfluorinated surfactants in surface and drinking waters. *Environmental Science and Pollution Research* 13(5), 299-307.
- Stahl T., Mattern D., Brunn H. (2011). Toxicology of perfluorinated compounds. *Environmental Sciences Europe* 23:38 <http://www.enveurope.com/content/23/1/38> 162
- Storch P., I. Ross, J. Morris, T. Statham (2019), Firefighting Foam Transition to Fluorine Free — Is it Plug and Play? Adelaide clean-up conference 2019.
- Strynar, M. J., A. B. Lindstrom, S. F. Nakayama, P. P. Egeghy, and L. J. Helfant. (2012). "Pilot scale application of a method for the analysis of perfluorinated compounds in surface soils." *Chemosphere* 86 (3):252-257. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.036>.
- Stuhrmann (2019). Site d'extinction d'incendie d'Aegerten du site d'entraînement à l'assainissement, Symposium suisse sur sites pollués, Novembre 2019.

Sun, M., E. Arevalo, M. Strynar, A. Lindstrom, M. Richardson, B. Kearns, A. Pickett, C. Smith, and D. R. U. Knappe. (2016). "Legacy and Emerging Perfluoroalkyl Substances Are Important Water Contaminants in the Cape Fear River Watershed of North Carolina." *Environmental Science and Technology Letters* 3 (12): 415-419.

Surapaneni A., B. Seshadri, J. Hampton, G. Short, P. Uren, C. Hetherington, M. Mallavarapu (2019). Soil Injection of Liquid Biosolids: Tracking the PFAS Threat in Groundwater, Soil and Forage Sorghum, Adelaide clean-up conference 2019.

Takagi, S., Adachi, F., Miyano, K., Koizumi, Y., Tanaka, H., Mimura, M., Watanabe, I., Tanabe, S. and Kannan, K. (2008). Perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in raw and treated tap water from Osaka, Japan. *Chemosphere* 72(10), 1409-1412.

D. Wynkoop D. , S. Tsoukalis. (2019). PFAS Removal from a Drinking Water Supply, Adelaide clean-up conference 2019.

US EPA, (2015a). Factsheet: 2010/2015 PFOA Stewardship Program, <https://www.epa.gov/assessing-and-managing-chemicals-under-tsca/fact-sheet-20102015-pfoa-stewardship-program> (consulté le 23/11/2018).

US EPA, (2015b). EPA's Non-CBI Summary Tables for 2015 Company Progress Reports (Final Progress Reports).

US EPA (2019). EPA's Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) Action Plan, February 2019, EPA 823R1800.

Van Gestel G. (2019). Introducing PFAS in the soil policy in Flanders: a measuring campaign, setting soil criteria and international network Emconsoil. Symposium Suisse des sites pollués, Novembre 2019.

Ventia (2019) Ventia Utility Services Pty Ltd. Improving Measurement Reliability, of the PFAS TOP Assay, Final | 20 June 2019.

Wang, Z., I. T. Cousins, M. Scheringer, K. Hungerbuehler, and K. February. (2013). "Fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkane sulfonic acids (PFSA) and their potential precursors." *Environment International* 60: 242-248.

Wang, Z., Cousins, I.T., Scheringer, M., Buck, R.C., Hungerbühler, K. (2014). Global Emission Inventories for C4-C14 Perfluoroalkyl Carboxylic Acid (PFCA) Homologues from 1951 to 2030, Part I: Production and Emission from Quantifiable Sources. *Environment International* 70, 62-75.

Wang Z., I. T. Cousins, M. Scheringer, K. Hungerbuehler, and K. February (2015). "Hazard Assessment of Fluorinated Alternatives to Long-Chain Perfluoroalkyl Acids (PFAAs) and their Precursors: Status Quo, Ongoing Challenges and Possible Solutions." *Environment International* 75: 172-179.

Wang Z., J. C. DeWitt, C. P. Higgins, and I. T. Cousins. (2017). "A Never-Ending Story of Per- and Poly-Fluoroalkyl Substances (PFASs)?" *Environmental Science and Technology* 51: 2508-2518.

Washington, J. W., H. Yoo, J. J. Ellington, T. M. Jenkins, and E. L. Libelo. (2010), "Concentrations, Distribution, and Persistence of Perfluoroalkylates in Sludge-Applied Soils near Decatur, Alabama, USA." *Environmental Science and Technology* 44 (22): 8390-8396.

Weber, Andrea K.; Barber, Larry B.; LeBlanc, Denis R.; et al. (2017). Geochemical and Hydrologic Factors Controlling Subsurface Transport of Poly- and Perfluoroalkyl Substances, Cape Cod, Massachusetts ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY, Volume: 51, Issue: 8, Pages: 4269-4279, Published: APR 18 2017.

WFD CIS. Voluntary Groundwater Watch List Group (2020). Study on Per- and Perfluoroalkyl substances (PFAS) - Monitoring Data Collection and Initial Analysis. p. 25.

Wilhelm, M., Bergmann, S. and Dieter, H.H. (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.

Wintersen, Otte (2019). Letter to the Ministry of Infrastructure and Environment – Overzicht van risicogrenzen voor PFOS, PFOA en GenX ten behoeve van een handelingskader voor het toepassen van grond en baggerspecie op of in de landbodem.

Witteveen+Bos and TTE (2016). Emerging Contaminants, PFOS and PFOA, Production Use-Sources, Production and Applications. Commissioned by RWS Leefomgeving (the Netherlands) and OVAM (Flanders). <http://www.emergingcontaminants.eu/index.php/background-info/Factsheets-PFOS-intro/Factsheets-PFOS-production>.

World Bank. (2017a). GEF Grant to Assist China's Efforts to Phase Out POPs. April 7. <http://www.worldbank.org/en/news/press-release/2017/04/07/gef-grant-to-assist-china-efforts-to-phase-out-pops>.

Xiao, X., B. A. Ulrich, B. Cheng, and C. P. Higgins. (2017). "Sorption of poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) relevant to aqueous film-forming foams (AFFF)-impacted groundwater by biochars and activated carbon." Environmental Science and Technology 51: 6342-6351.

Yarwood, G., S. Kembal-Cook, M. Keinath, R. L. Waterland, S. H. Korzeniowski, R. C. Buck, M. H. Russell, and S. T. Wasburn, (2007). "High-Resolution Atmospheric Modeling of Fluorotelomer Alcohols and Perfluorocarboxylic Acids in the North American Troposphere," Environmental Science and Technology 41(16): 5756-5762.

Yeung, L. W. Y., A. O. De Silva, E. I. H. Loi, C. H. Marvin, S. Taniyasu, N. Yamashita, S. A. Mabury, D. C. G. Muir, and P. K. S. Lam. (2013). "Perfluoroalkyl substances and extractable organic fluorine in surface sediments and cores from Lake Ontario." Environment International 59:389-397. doi: 10.1016/j.envint.2013.06.026.

Zeilmaker et al. (2016). Risicoinschatting emissie PFOA voor omwonenden. Locatie DuPont/Chemours, Dorrecht, Nederland. RIVM Brief rapport 2016-0049.

Zeilmaker et al (2018). Mixture exposure to PFAS: A Relative Potency Factor approach. RIVM Report 2018-0070.

Zhang, K., Huang, J., Yu, G., Zhang, Q., Deng, S., & Wang, B. (2013). Destruction of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) by ballmilling. Environmental Science & Technology, 47(12), 6471–6477. <https://doi.org/10.1021/es400346n>.

Zhihao Hu, Xin Song (2019) Efficient sorptive removal of PFOS by layered double hydroxides: kinetic and isotherm study, Adelaide clean-up conference 2019.

Zhou, Q., S. Deng, Q. Yu, Q. Zhang, G. Yu, J. Huang, and H. He. (2010). "Sorption of perfluorooctane sulfonate on organo-montmorillonites," *Chemosphere* 78: 688-694.

Zhou, Q., G. Pan, and J. Zhang. (2013). "Effective sorption of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on hexadecyltrimethylammonium bromide immobilized mesoporous SiO₂ hollow sphere." *Chemosphere* 90: 2461-2466.

Zhu R., Chen Q., Zhou Q., Xi Y., and He. H. (2016). "Adsorbents based on montmorillonite for contaminant removal from water: A review," *Applied Clay Science* 123: 239-258.

Annexe 1

Liste des acronymes

a. Substances

b. Autres

a) acronymes - substances

ACRONYME	NOM
PFAS	SUBSTANCES ALIPHATIQUES FLUOREES / COMPOSES POLYFLUORO ET PERFLUORO ALKYLES
COMPOSES PERFLUORES	
PFAA	<i>acide d'alkyls perfluorés</i>
<i>PFCA</i>	<i>acide carboxylique (ou carboxylate) d'alkyls perfluorés / acides perfluorocarboxyliques</i>
PFPrA	acide perfluoropropanoïque / carboxylate de perfluoropropane (C3)
PFBA	acide perfluorobutanoïque / carboxylate de perfluorobutane (C4)
PFPeA	acide perfluoropentanoïque / carboxylate de perfluoropentane (C5)
PFHxA	acide perfluorohexanoïque / carboxylate de perfluorohexane (C6)
PFHpA	acide perfluoroheptanoïque / carboxylate de perfluoroheptane (C7)
PFOA	acide perfluorooctanoïque / carboxylate de perfluorooctane (C8)
PFNA	acide perfluorononanoïque / carboxylate de perfluorononane (C9)
PFDA	acide perfluorodécanoïque / carboxylate de perfluorodécane (C10)
PFUnA / PFUnDA	acide perfluoroundécanoïque / carboxylate de perfluoroundécane (C11)
PFDoA / PFDoDA	acide perfluorododécanoïque / carboxylate de perfluorododécane (C12)
PFTTrA / PFTTrDA	acide perfluorotridécanoïque / carboxylate de perfluorotridécane (C13)
PFTeA / PFTeDA	acide perfluorotétradécanoïque / carboxylate de perfluorotétradécane (C14)
PFHxDA	acide perfluorohexadécanoïque / carboxylate de perfluorohexadécane (C16)
PFODA	acide perfluorooctadécanoïque / carboxylate de perfluorooctadécane (C18)
<i>PFSA</i>	<i>sulfonate (ou acide sulfonique) d'alkyls perfluorés / acides perfluorosulfoniques</i>
PFBS	sulfonate de perfluorobutane / acide perfluorobutanesulfonique (C4)
PFHxS / PFHS	sulfonate de perfluorohexane / acide perfluorohexanesulfonique (C6)
PFHpS	sulfonate de perfluoroheptane / acide perfluoroheptanesulfonique (C7)
PFOS	sulfonate de perfluorooctane / acide perfluorooctanesulfonique (C8)
PFDS	sulfonate de perfluorodécane / acide perfluorodécanesulfonique (C10)
<i>PFI</i>	<i>alkyls perfluorés iodés</i>
<i>PFPA</i>	<i>acides phosphoniques d'alkyls perfluorés</i>
FASA	<i>Sulfonamides de perfluoroalcanes / sulfonamides d'alkyls perfluorés</i>
FOSA / PFOSA	perfluorooctanesulfonamide

ACRONYME	NOM
PFAS	SUBSTANCES ALIPHATIQUES FLUOREES / COMPOSES POLYFLUORO ET PERFLUORO ALKYLES
	COMPOSES POLY-FLUORES ALKYLES
FTOH	<i>fluorotéromère alcool</i>
6:2 FTOH	alcool du 6:2 fluorotéromère
8:2 FTOH	alcool du 8:2 fluorotéromère
FTCA	<i>acide carboxylique de fluorotéromère</i>
5:3 FTCA	acide carboxylique du 5:3 fluorotéromère
FTSA	<i>acide sulfonique de fluorotéromère</i>
6:2 FTSA	acide sulfonique du 6:2 fluorotéromère
4:2 FTS	1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorohexanesulfonic Acid (H4-PFHxS)
6:2 FTS	sulfonate de 6:2 fluorotéromère
8:2 FTS	1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorodecanesulfonic Acid (H4-PFDeS)
10:2 FTS	1H, 1H, 2H, 2H-Perfluoroundecanesulfonic Acid (H4-PFUdS)
	<i>autres fluorotéromères</i>
6:2 FTAB	sulfonamide alkylbétaine du 6:2 fluorotéromère
FTI	fluorotéromères iodés
FTAC	fluorotéromères d'acrylates
FTMAC	fluorotéromères de métacrylates
	<i>dérivés des sulfonamides d'alkyls perfluorés</i>
FASE	éthanol de sulfomanide d'alkyls perfluorés
FASAA	acide acétique de sulfomanide d'alkyls perfluorés
	<i>phosphate d'alkyls polyfluorés</i>
PAP	esters d'acide phosphoriques d'alkyls polyfluorés
diPAP	voir si on garde
6:2 diPAP	6:2 Fluortelomerphosphatediester
8:2 diPAP	8:2 Fluortelomerphosphatediester
	<i>Polymère perfluorés</i>
PFA	perfluoroalkoxy polymer
FEP	fluorinated éthylene-propylene polymer

ACRONYME	NOM
PFAS	SUBSTANCES ALIPHATIQUES FLUOREES / COMPOSES POLYFLUORO ET PERFLUORO ALKYLES
	COMPOSES POLY-FLUORES ALKYLES
	<i>Précurseurs du PFOS</i>
PFOSF ou POSF	fluorure d'heptadécafluorooctane sulfonyle
FOSA / PFOSA	Perfluorooctanesulfonamide
N-Et-FOSE alcohol	2-N-éthylperfluorooctane sulfonamidoéthanol / N-éthylheptadécafluoro-N-(2hydroxyéthyl)octanesulfonamide
N-Et-FOSA	2-N-éthylperfluorooctanesulfonamide / N-éthylheptadécafluorooctanesulfonamide
N-Me-FOSE alcohol	2-N-méthylperfluorooctane sulfonamidoéthanol / heptadécafluoro-N-(2-hydroxyéthyl)-Nméthyl octanesulfonamide
N-Me-FOSA	2-N-méthylperfluorooctane sulfonamide / heptadécafluoro-Nméthyl octanesulfonamide
N-Me-FOSEA	acrylate de 2-[[heptadécafluorooctyl] sulfonyl]méthylamino]éthyle
N-Et-FOSEA	acrylate de 2-[éthyl[[heptadécafluorooctyl] sulfonyl]amino]éthyle
	<i>Mousses</i>
AFFF	agents formant un film flottant
FP	fluoroprotéines
FFPF	des agent formant un film flottant protéinique
PVFD	polyfluorure de vinylidène

b) Autres acronymes

ACRONYME	Nom
ADES	Portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines
AERMC	Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse
AFFF	agents formant un film flottant
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CLP	Classification, Labelling, Packaging
CONCAWE	European Petroleum Refiners Association
CRC-CARE	Cooperative Research Centre for Contaminated Land Assessment and Remediation of the Environment
CSRSE	Comité Scientifique des Risques Sanitaires et Environnementaux
DGS	Direction Générale de la Santé
ECF	Fluoration ElectroChimique
ECHA	European Chemicals Agency
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments
ENSO	Emerging policy challenges on New SOil contaminants
EPI	Equipe de protection individuel
EQS	Environmental Quality Standard
ESWI	European Scientific Working group on Influenza
FFPF	des agent formant un film flottant protéinique
FP	fluoroprotéines
GEF	fond pour l'environnement global
HEPA	Agence intergouvernementale d'Australie et de Nouvelle Zélande
IARC	International Agency for Research on Cancer
ISD	Installation de stockage des déchets
ITRC	Interstate Technology & Regulatory Council
JPI Water	Joint Programme Initiative Water
KEMI	Agence des Produits Chimiques de Suède
LNAPL	Light non aqueous phase liquid - phase pure flotante non miscible à l'eau
MTES	Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
NAIADES	Base de données sur les eaux de surface
NICOLE	Network for industrially co-ordinated sustainable land management in Europe
NOEC	No observable effect concentration / plus petite dose sans effet observable
NORMAN	European Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
OFEV	Office fédéral de l'environnement
PBT	Persistence – Bioaccumulation – Toxicité
PFAS-REACH	PFAS Research, Education, and Action for Community Health
POP	Polluant Organique Persistant
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
RFQE	Recommandations Fédérales pour la Qualité de l'Environnement
RIVM	Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement
RPF	Relative Potency Factor / facteur d'équivalence relative
RSL	Regional Screening Level
SANDRE	Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau
SERDP	Strategic Environmental Research and Development Program
SSP	Site et Sol Pollués
STEP	STations d'EPuration des eaux usées
UBA	Agence fédérale allemande de l'environnement
UCMR	Unregulated Contaminant Monitoring Rules
US-EPA	Agence de Protection Environnementale des Etats-Unis
VTR	Valeurs toxicologiques de référence
WFD - CIS - WG	Water Framework Directive - Common Implementation Strategy - GroundWater

Annexe 2

Critères de qualité pour les PFAS

a. ITRC (Etats Unis et International)

b. CONCAWE (Europe et International)

c. CRCCARE (Australie)

d. Symposium (Suisse)

ITRC (2018) – Eaux

September 2018

Table 4-1. Standards and guidance values for PFAS in groundwater, drinking water, and surface water/effluent (wastewater).

This Table 4.1 belongs with the ITRC PFAS Regulations, Guidance and Advisories Fact Sheet. The values included here reflect values we are aware of as of September 15, 2018. These values are changing rapidly. The ITRC intends to update this table periodically as new information is gathered. The fact sheet user is encouraged to visit the ITRC PFAS web page (<http://pfas-1.itrcweb.org>) to access the current version of this file. Please see ITRC Disclaimer <http://pfas-1.itrcweb.org/about-itrc/#disclaimer>

PFAS Analyte Concentration (µg/L) and CAS RN																				
Location	Agency / Dept	Year First Listed	Standard / Guidance	Type	Promulgated Rule (Y/NO)	Footnote	PFOA	PFOS	PFNA	PFBA	PFBS	PFHxS	PFHxA	PFPeA	PFHpA	PFOSA	PFDA	PFDS, PFUnA, PFDoA, PFTtDA, PFTeDA	6:2 FTS	Gen-X
							335-67-1	1763-23-1	375-95-1	375-22-4	375-73-5	355-46-4	307-24-4	2706-90-3	375-85-9	754-91-6	335-76-2	2058-94-8, 307-55-1, 72629-94-8,	27619-97-2	3252-13-6
U.S. Environmental Protection Agency																				
	USEPA	Office of Water	2016	HA	DW	N	a	0,07	0,07											
		Regions	2014	RSL	GW	N	b						400							
		Regions	2018	RSL Calculation	GW	N	c	0,4	0,4											
U.S. States																				
Alaska (AK)	DEC		2016	CL	GW	Y		0,40	0,40											
	DEC		2018	Action Level	DW/GW/SW	N	e	0,07	0,07	0,07										
California (CA)	SWRCB		2018	NL	DW	N		0,014	0,013											
	DPHE		2018	GQS	GW	N	d	0,07	0,07											
Connecticut (CT)	DPH		2018	AL	DW/GW	N	e	0,07	0,07	0,07										
Delaware (DE)	DNREC		2016	RL	GW	N	a	0,07	0,07											
	DNREC		2016	SL	GW	N	a	0,07	0,07											
Iowa (IA)	DNR		2016	Statewide Standards	Protected GW	Y	a	0,07	0,07											
	DNR		2016	Statewide Standards	Non-protected GW	Y			1											
Maine (ME)	CDC		2016	Health-based MEG	DW	N	a	0,07	0,07											
	DEP		2016	RAG	GW	N		0,13	0,56											
	DEP		2014	Screening Level	RW	N		0,05	1,2											
Massachusetts (MA)	DEP		2018	Guidance Values	DW	O	e	0,07	0,07	0,07										
Michigan (MI)	DEQ		2015	HNV	SW	Y		0,42	0,011											
	DEQ		2018	GCC	DW/GW	Y	a	0,07	0,07											
Minnesota (MN)	MDH		2017	short-term HBV	DW/GW	O/N	f	0,035	0,027											
	MDH		2017	subchronic HBV	DW/GW	O/N	f	0,035	0,027		7	3	0,027							
	MDH		2017	chronic HBV	DW/GW	O/N	f	0,035	0,027		7	2	0,027							
Nevada (NV)	DEP		2015	BCL	DW	N		0,667	0,667											
New Hampshire (NH)	DES		2016	AGQS	GW	Y	a	0,07	0,07											
New Jersey (NJ)	DEP		2018	GWQS	GW	Y				0,013										
	DEP		2018	MCL	DW	Y				0,013										
	DWQI		2017	MCL	DW	O		0,014												
	DWQI		2018	MCL	DW	O			0,013											
North Carolina (NC)	DEQ		2006	IMAC	GW	Y		2												
	DHHS		2017	Health Goal	DW	N														
Oregon (OR)	DEQ		2011	IL	SW	Y		24	300	1										0,14
Pennsylvania (PA)	DEP		2016	MSC	GW	N	a	0,07	0,07											
Rhode Island	DEM		2017	Groundwater Quality Standard	DW/GW	Y	a	0,07	0,07											
Texas (TX)	CEQ		2016	Tier 1 PCL	GW	Y		0,29	0,56	0,29	71	34	0,093	0,093	0,093	0,56	0,29	0,37	0,29	
Vermont (VT)	DEC/DOH		2018	HA	DW/GW	Y	e	0,02	0,02	0,02										
PFAS Analyte Concentration (µg/L) and CAS RN																				
Location	Agency / Dept	Year First Listed	Standard / Guidance	Type	Promulgated Rule (Y/NO)	Footnote	PFOA	PFOS	PFNA	PFBA	PFBS	PFHxS	PFHxA	PFPeA	PFHpA	PFOSA	PFDA	PFDS, PFUnA, PFDoA, PFTtDA, PFTeDA	6:2 FTS	Gen-X
International																				
Australia	DOH		2017	health-based	DW			0,56	0,07				0,07							
			2017	health-based	RW			5,6	0,7				0,7							
British Columbia, Canada			2018	water standard	DW/GW			0,2	0,3			80								
Canada	HC		2016 & 2018	screening value	DW			0,2	0,6	0,02	30	15	0,6	0,2	0,2	0,2				
Denmark	EPA		2015	health-based	DW/GW			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1
Germany	GMH		2006	health-based	DW			0,3	0,3											
			2018	administrative	DW			0,1	0,1											
			2018	GFS	GW			0,1	0,1	0,06	10	6	0,1	6						
Italy			2017	health-based	DW			0,5			7	3	1	3						
			2017	screening value	FW			0,1			7	3	1	3						
Netherlands	EPA		2011	health-based	DW				0,53											
			2011	administrative	DW				0,0053											
Norway			2014	EQS	SW			9,1	0,00065											
			2014	EQS	CW			9,1	0,00013											
Sweden			2014	health-based	DW				0,09											
			2014	administrative	DW				0,09											
UK	DWI		2009	health-based	DW			10	0,3			0,09	0,09	0,09	0,09	0,09				
			2009	admin. Level 1	DW			0,3	0,3											
			2009	admin. Level 2	DW			10	1,0											
			2009	admin. Level 3	DW			90	9											

September 2018

Table 4-1. Standards and guidance values for PFAS in groundwater, drinking water, and surface water/effluent (wastewater).

This Table 4-1 belongs with the ITRC PFAS Regulations, Guidance and Advisories Fact Sheet. The values included here reflect values we are aware of as of September 15, 2018. These values are changing rapidly. The ITRC intends to update this table periodically as new information is gathered. The fact sheet user is encouraged to visit the ITRC PFAS web page (<http://pfas-1.itrcweb.org>) to access the current version of this file. Please see ITRC Disclaimer <http://pfas-1.itrcweb.org/about-itrc/disclaimer>

PFAS Analyte Concentration (µg/L) and CAS RN																				
Location	Agency / Dept	Year First Listed	Standard / Guidance	Type	Promulgated Rule (Y/N/O)	Footnote	PFOA	PFOS	PFNA	PFBA	PFBS	PFHxS	PFHxA	PFPeA	PFHpA	PFOSA	PFDA	PFDS, PFUnA, PFDA, PFTeDA, PFTeDA	6:2 FTS	Gen-X
U.S. Environmental Protection Agency																				
USEPA	Office of Water	2016	HA	DW	N	a	0.07	0.07												
	Regions	2014	RSL	GW	N	b														
		2018	RSL Calculation	GW	N	c	0.4	0.4												
U.S. States																				
Alaska (AK)	DEC	2016	CL	GW	Y		0.40	0.40												
	DEC	2018	Action Level	DW/GW/SW	N	e	0.07	0.07	0.07											
California (CA)	SWRCB	2018	NI	DW	N		0.014	0.013												
	DPPE	2018	QS	GW	N	d	0.07	0.07												
Connecticut (CT)	DPH	2016	AL	DW/GW	N	e	0.07	0.07	0.07											
Delaware (DE)	DNREC	2018	RL	GW	N	a	0.07	0.07												
	DNREC	2018	SL	GW	N	a	0.07	0.07												
Iowa (IA)	DNR	2018	Statewide Standards	Protected GW	Y															
	DNR	2018	Statewide Standards	Non-protected GW	Y															
Maine (ME)	DNR	2016	Health-based MEG	DW	N	a	0.07	0.07												
	DEP	2016	RAG	GW	N		0.13	0.56												
	DEP	2014	Screening Level	DW	N		0.09	1.2												
Massachusetts (MA)	DEP	2018	Guidance Values	DW	O	e	0.07	0.07	0.07											
Michigan (MI)	DEQ	2015	HNW	SW	Y		0.42	0.011												
	DEQ	2018	GLCS	DW/GW	Y		0.07	0.07												
Minnesota (MN)	MDH	2017	short-term HBV	DW/GW	O/N	f	0.035	0.027												
	MDH	2017	subchronic HBV	DW/GW	O/N	f	0.035	0.027												
	MDH	2017	chronic HBV	DW/GW	O/N	f	0.035	0.027												
Nevada (NV)	DEP	2016	BCL	DW	N		0.667	0.667												
New Hampshire (NH)	DES	2010	AGQS	GW	Y	a	0.07	0.07												
New Jersey (NJ)	DEP	2018	GWQS	GW	Y				0.013											
	DEP	2018	MCL	DW	Y				0.013											
	DWQI	2017	MCL	DW	O				0.014											
North Carolina (NC)	DWQI	2018	MCL	DW	O				0.013											
	DEQ	2009	IMAC	GW	Y		2													
	DPHHS	2017	Health Goal	DW	Y															0.14
Oregon (OR)	DEQ	2011	IL	SW	Y		34	300	1											
Pennsylvania (PA)	DEP	2016	MSC	GW	N	a	0.07	0.07												
Rhode Island	DEM	2017	Groundwater Quality Standard	DW/GW	Y		0.07	0.07												
Texas (TX)	CEQ	2016	Tier 1 PCL	GW	Y		0.29	0.56	0.29											
Vermont (VT)	DEC/DOH	2018	HA	DW/GW	Y	e	0.02	0.02												
PFAS Analyte Concentration (µg/L) and CAS RN																				
Location	Agency / Dept	Year First Listed	Standard / Guidance	Type	Promulgated Rule (Y/N/O)	Footnote	PFOA	PFOS	PFNA	PFBA	PFBS	PFHxS	PFHxA	PFPeA	PFHpA	PFOSA	PFDA	PFDS, PFUnA, PFDA, PFTeDA	6:2 FTS	Gen-X
International																				
Australia	DOH	2017	health-based	DW	g		0.56	0.07												
		2018	health-based	DW	g		0.5	0.7												
British Columbia, Canada		2018	water standard	DW/GW	g		0.5	0.3												
Canada	HE	2016 & 2018	screening value	DW	h		0.2	0.6	0.02											
Denmark	EPA	2015	health-based	DW/GW	h		0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1		0.1	
Germany	GMH	2006	health-based	DW	Y		0.3	0.3												
		2018	administrative	GW	Y		0.3	0.3												
Italy		2017	health-based	GW	Y		0.1	0.1	0.08	10	6	0.1	6							
		2017	screening value	FW	Y		7	3		7	3		1	3						
Netherlands	EPA	2011	health-based	DW	l			0.53												
		2011	administrative	DW	Y			0.0053												
Norway		2014	ECS	SW	Y		9.1	0.0085												
		2014	ECS	DW	Y		9.1	0.0013												
Sweden		2014	health-based	DW	Y			0.09												
		2014	administrative	DW	Y		0.09	0.09												
Ukj	DWI	2009	health-based	DW	k		10	0.3												
		2009	admin. Level 1	DW			0.3	0.3												
		2009	admin. Level 2	DW			10	1.0												
		2009	admin. Level 3	DW			90	9												
Notes:																				
The following states use the EPA Health Advisories: Alabama (AL), Arizona (AZ), Colorado (CO), and West Virginia (WV).																				
Promulgated (Yes/No/Other): Values are considered promulgated Rule if they have been finalized into law or if the table of values is referenced in supporting law. Values are not considered promulgated when they are not finalized into law but are considered final guidance. Values identified as "other" include those that are proposed, considered draft, or recommended but not yet finalized.																				
Year First Listed is the year the value became effective. References are provided for the most recent publication of the values.																				
Applies to the individual results for PFOA and PFOS, as well as the sum of PFOA + PFOS.																				
Regional Screening Level (RSL) as presented in the USEPA Regional Screening Level (RSL) Summary Table (TR=1E-06, HQ=1) November 2014 through May 2018.																				
As of June 2018, calculated by the USEPA RSL calculator using USEPA OW RfDs, HQ of 1, and residential exposure assumptions. Note: RSL users screening sites with multiple contaminants should consult the USEPA (2018) RSL User's Guide and USEPA (1989) Risk Assessment Guidance.																				
The 2018 Colorado Site-specific Groundwater Quality Standard was adopted to provide a cleanup goal for the contaminated aquifer in El Paso County only.																				
Applies to the individual results for PFOA, PFOS, PFHpA, PFNA, and PFHxS as well as the sum of concentrations of these 5 PFAS.																				
HRLs for PFBA (7 µg/L) published in 2011 are promulgated. The MN values for PFOA, PFOS, and PFBS are unpromulgated HBVs. The PFHxS value is an interim surrogate based on the PFOS HBV.																				
The Australian Government Department of Health values for PFOS/PFHxS are combined value when both are present.																				
Applies to the individual results for PFOA, PFOS, PFNA, PFBA, PFBS, PFHxS, PFHxA, PFPeA, PFHpA, PFOSA, PFDA, AND 6:2 FTS as well as the sum of concentrations of these 12 PFAS.																				
The GMH administrative guidance value of 0.1 µg/L is a composite precautionary value for both PFOA and PFOS for long term exposure in drinking water.																				
Annual Average - Environmental Quality Standards, PFOA AA-EQS based on secondary poisoning of wildlife.																				
Administrative value is for the sum of seven PFAS found in drinking water: PFOS, PFOA, PFHxS, PFBS, PFHpA, PFHxA, and PFPeA. PFOS is considered to be the most toxic. Water can still be used at up to 0.09 µg/L.																				
Regulatory Agency																				
CDC = Center for Disease Control & Prevention																				
CEO = Commission on Environmental Quality																				
DEC = Dept. of Environmental Conservation																				
DEM = Dept. of Environmental Management																				
DEP = Dept. of Environmental Protection																				
DEQ = Dept. of Environmental Quality																				
DES = Dept. of Environmental Services																				
DHHR = Dept. of Health and Human Resources																				
DHHS = Dept. of Health and Human Services																				
DNR = Dept. of Natural Resources																				
DNREC = Dept. of Natural Resources and Environmental Control																				
DOH = Dept. of Health																				
DPH = Division or Department of Public Health																				
DPHE = Department of Public Health and Environment																				
DWI = Drinking Water Inspectorate																				
DWQI = NJ Drinking Water Quality Institute																				
EPA = Environmental Protection Agency																				
GMH = German Ministry of Health																				
MDH = Minnesota Department of Health																				
OEHS = Office of Environmental Health Services																				
SWRCB = California State Water Resources Control Board																				
Standard or Guidance																				
AL = private well action level																				
BCL = basic comparison level																				
CL = groundwater cleanup level																				
CW = Coastal Water																				
ES = environmental standard																				
EQS = environmental quality standard																				
GCC = Generic Cleanup Criteria																				
GFS = significance thresholds																				
GQS = Site-Specific Groundwater Quality Standard																				
HA = lifetime health advisory																				
HNW = human noncancer value for surface drinking water																				
HBV = health-based value																				
HRL = health risk limit																				
IL = initiation level																				
IMAC = interim maximum allowable standard																				
MCL = maximum contaminant level																				
MEG = maximum exposure guideline																				
MSC = medium-specific concentration																				
NL = Notification Level																				
PCL = protective concentration level																				
PGWES = primary groundwater enforcement standard																				
PHG = public health goal																				
RAG = remedial action guideline																				
RL = reporting level																				
RSL = regional screening level																				
SL = screening level																				
Per- and polyfluoralkyl substances																				
PFAS = per- and polyfluoralkyl substances																				
PFOA = perfluorooctanoic acid (C8)																				
PFOS = perfluorooctane sulfonic acid (C8)																				
PFNA = perfluorononanoic acid (C9)																				
PFBA = perfluorobutyric acid (C4)																				
PFBS = perfluorobutane sulfonic acid (C4)																				
PFPeA = perfluoropentanoic acid (C5)																				
PFHxS = perfluorohexane sulfonic acid (C6)																				
PFHxA = perfluorohexanoic acid (C6)																				
PFHpA = perfluoroheptanoic acid (C7)																				
PFOSA = perfluorooctane sulfonamide (C8)																				
PFDA = perfluorodecanoic acid (C10)																				
PFDS = perfluorodecane sulfonate (10)																				
PFUnA = perfluoroundecanoic acid (C11)																				
PFDaA = perfluorododecanoic acid (C12)																				
PFTeDA = perfluorotetradecanoic acid (C14)																				
6:2 FTS = 6:2 Fluorotelomer sulfonate																				
Type of Medium																				
DW = drinking water																				
FW = fresh water																				
GW = groundwater																				
RW = recreational water																				
SW = surface water and/or effluent																				

ITRC (2018) – Sol

September 2018

Table 4-2. Residential soil standards and guidance values for PFAS.

This Table 4-2 belongs with the ITRC PFAS Regulations, Guidance and Advisories Fact Sheet. The values included here are changing rapidly. The ITRC intends to update this table periodically as new information is gathered. The fact sheet user is encouraged to visit the ITRC PFAS web page (<http://pfas-1.itrcweb.org>) to access the current version of this file. Please see ITRC Disclaimer <http://pfas-1.itrcweb.org/about-itrc/#disclaimer>

PFAS	CAS RN	Soil Screening Levels for Groundwater Protection (mg/kg)						Human Health Soil Screening Level (mg/kg)																			
		U.S.		U.S. States				U.S.		U.S. States										Australia			Western Australia	British Columbia, Canada	Canada	Denmark	Norway
		Agency	USEPA	Alaska	Michigan	North Carolina	Texas	Texas	USEPA	Alaska	Delaware	Iowa	Michigan	Minnesota	Nevada	New Hampshire	North Carolina	Texas	Texas	HEPA/DoEE	HEPA/DoEE	HEPA/DoEE	DER		HC		
		Department	Regions	DEC	DEQ	DEQ	CEQ	CEQ	Regions	DEC	DNREC	DNR	DEQ	PCA	DEP	DES - EHP	DEQ	CEQ	CEQ	2018	2018	2018	2017	2018	2017	2015	2018
Year	2018	2017	2016	2018	2017	2017	2018	2017	2016	2016	2016	2016	2017	2017	2017	2017	2017	2017	2018	2018	2018	2017	2018	2017	2015	2018	
Standard	RSL ^a	CL	GCC	PSRG	PCL	PCL	RSL ^a	CL ^b													ISL ^c			SSV	d		
			Ground-water	Surface Water		0.5 acre source	30 acre source										0.5 acre source	30 acre source	Residential with garden/accessible soil	Residential with minimal opportunities for soil access	Public open space						
PFNA	375-95-1	--	--	--	--	--	0,003	0,0015	--	--	--	--	--	--	--	--	0,8	0,7	--	--	--	--	--	--	--	0,4	
PFOA	335-67-1	0,000172	0,0017	0,35	10	0,017	0,003	0,0015	1,26	1,3	16	1,2	6	0,33	1,56	0,5	--	0,6	0,5	0,1	20	10	40	--	0,85	0,4	0,013
PFOS	1763-23-1	0,000378	0,003	0,00022	0,00024	--	0,05	0,025	1,26	1,3	6	1,8	3,2	1,7	1,56	0,5	--	1,5	1,5	0,009	2	1	4	1	2,1	0,4	0,0023
PFBA	375-22-4	--	--	--	--	--	0,2	0,098	--	--	--	--	--	63	--	--	--	180	160	--	--	--	--	--	--	0,4	
PFBS	375-73-5	0,13	--	--	--	0,91	0,11	0,053	1300	--	--	--	--	30	125	--	250	86	80	--	--	--	--	300	--	0,4	
PFPeA	2706-90-3	--	--	--	--	--	0,00032	0,00016	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,3	0,3	--	--	--	--	--	--	0,4	
PFHxS	355-46-4	--	--	--	--	--	0,002	0,001	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,3	0,2	0,009	2	1	4	--	--	0,4	
PFHxA	307-24-4	--	--	--	--	--	0,00048	0,00024	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,3	0,3	--	--	--	--	--	--	0,4	
PFHpA	375-85-9	--	--	--	--	--	0,0046	0,0023	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1,5	1,5	--	--	--	--	--	--	0,4	
PFOSA	754-91-6	--	--	--	--	--	0,92	0,46	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,058	0,03	--	--	--	--	--	--	0,4	
PFDA	335-76-2	--	--	--	--	--	0,022	0,011	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,99	0,98	--	--	--	--	--	--	0,4	
PFDS	335-77-3	--	--	--	--	--	0,04	0,02	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,8	0,8	--	--	--	--	--	--	--	
PFUnA	2058-94-8	--	--	--	--	--	0,018	0,0092	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,8	0,8	--	--	--	--	--	--	--	
PFDoA	307-55-1	--	--	--	--	--	0,034	0,017	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,8	0,8	--	--	--	--	--	--	--	
PFTTrDA	72629-94-8	--	--	--	--	--	0,061	0,03	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,6	0,6	--	--	--	--	--	--	--	
PFTeDA	376-06-7	--	--	--	--	--	0,11	0,056	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,5	0,5	--	--	--	--	--	--	--	
6:2 FTS	27619-97-2	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,4	

- Notes:
- a. Regional Screening Levels (RSL) for PFBS as presented in the USEPA Regional Screening Level (RSL) Summary Table (TR=1E-06, HQ=1) Novemer 2014 through May 2018. As of June 2018, values for PFOA and PFOS calculated by the EPA RSL calculator using EPA OW RfDs, HQ of 1, and residential exposure assumptions. Note: RSL users screening sites with multiple contaminants should consult the USEPA (2018) RSL User's Guide and USEPA (1989) Risk Assessment Guidance.
 - b. Alaska proposed cleanup levels for Human Health - most stringent value is from the "Over 40 Inch Zone".
 - c. Interim screening level for contaminated sites
 - d. Applies to the individual results for PFOA, PFOS, PFNA, PFBA, PFBS, PFHxS, PFHxA, PFPeA, PFHpA, PFOSA, PFDA, AND 6:2 FTS as well as the sum of concentrations of these 12 PFAS.

Regulatory Agency	Per- and polyfluoroalkyl substances
CEQ = Commission on Environmental Quality	PFAS = per- and polyfluoroalkyl substances
DEC = Department of Environmental Conservation	PFOA = perfluorooctanoic acid (C8)
DENR = Department of Environment and Natural Resources	PFOS = perfluorooctane sulfonic acid (C8)
DES-EHP = Department of Environmental Services-Environmental Health Program	PFNA = perfluorononanoic acid (C9)
DEQ = Department of Environmental Quality	PFBA = perfluorobutyric acid (C4)
DER = Department of Environment Regulation	PFBS = perfluorobutane sulfonic acid (C4)
DoEE = Department of Environment and Energy	PFPeA = perfluoropentanoic acid (C5)
DNREC = Department of Natural Resources and Environmental Control	PFHxS = perfluorohexane sulfonic acid (C6)
HC = Health Canada	PFHxA = perfluorohexanoic acid (C6)
HEPA = Heads of EPAs Australia and New Zealand	PFHpA = perfluoroheptanoic acid (C7)
PCA = Pollution Control Agency	PFOSA = perfluorooctane sulfonamide (C8)
USEPA = United States Environmental Protection Agency	PFDA = perfluorodecanoic acid (C10)
	PFDS = perfluorodecane sulfonate (10)
	PFUnA = perfluoroundecanoic acid (C11)
	PFDoA = perfluorododecanoic acid (C12)
	PFTTrDA = perfluorotridecanoic acid (C13)
	PFTeDA = perfluorotetradecanoic acid (C14)
	6:2 FTS = 6:2 Fluorotelomer sulfonate

Standard
BCL= Basic Comparison Levels
CL = Cleanup Level
DCRB = Direct Contact Risk-Based concentration
GCC = Generic Cleanup Criteria
PCL = Protective Concentration Level
PSRG = Preliminary Soil Remediation Goal
RSL = Regional Screening Level
SRV = Soil Reference Value
SSV = Soil Screening Value

b) CONCAWE (2017) – Eaux et Sol

Table 5.1: Overview of (provisional) guidelines for drinking water, groundwater and soil in European countries and abroad

Drinking Water Criteria in µg/l in European Countries															
	PFOS	PFOA	PFOSA	PFBS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFNA	PFDA	6:2 FTS	PFHpS	PFHxS	PFPeS	Remark
Denmark	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	-	(0,1)	-	Sum of these 12 parameters: 0,1 µg/l
Germany	0,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
The Netherlands	0,53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Values not included in legislation, but can be used in case of a PFOS contamination
Sweden	0,09	(0,09)	-	(0,09)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	This limit is also applied for the sum of PFOS, PFHxS, PFBS, PFOA, PFHpA, PFHxA and PFPeA
U.K.	0,3	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Tiered approach (concentrations of Tier 1 included)

Drinking Water Criteria in µg/l abroad															
	PFOS	PFOA	PFOSA	PFBS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFNA	PFDA	6:2 FTS	PFHpS	PFHxS	PFPeS	Remark
Minnesota	0,3	0,3	-	7	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
New Jersey	-	0,04	-	-	-	-	-	-	0,013	-	-	-	-	-	
U.S. EPA	0,2	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Canada	0,3	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Groundwater Criteria in µg/l in European Countries															
	PFOS	PFOA	PFOSA	PFBS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFNA	PFDA	6:2 FTS	PFHpS	PFHxS	PFPeS	Remark
Denmark	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	-	(0,1)	-	Sum of these 12 parameters: 0,1 µg/l
Germany	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
State of Bavaria	0,23	-	-	3,0	7,0	3,0	1,0	0,3	0,3	0,3	-	-	-	-	PFOS + PFOA + PFHxS: 0,3 µg/l (1) In the case that PFOS, PFOA, H4PFOS, PFNA, PFDA, PFHpS, PFHpA, PFHxS, PFHxA, PFPeS, PFPeA, PFBS and PFBA occur at the same time: Concentration/limit value <1 (2) Each additional per- and polyfluorinated compound: 1 µg/l, each
State of Baden-Württemberg	0,23	0,3	-	3,0	7,0	3,0	1,0	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	1	

Groundwater Criteria in µg/l in European Countries															
	PFOS	PFOA	PFOSA	PFBS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFNA	PFDA	6:2 FTS	PFHpS	PFHxS	PFPeS	Remark
The Netherlands	0,023	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Values not included in legislation, 4 different target values were derived for different site use scenarios. 0,023 is the most stringent value.

Groundwater Criteria in µg/l abroad															
	PFOS	PFOA	PFOSA	PFBS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFNA	PFDA	6:2 FTS	PFHpS	PFHxS	PFPeS	Remark
New Jersey	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	

Soil Criteria in mg/kg in European Countries															
	PFOS	PFOA	PFOSA	PFBS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFNA	PFDA	6:2 FTS	PFHpS	PFHxS	PFPeS	Remark
Denmark	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	(0,4)	-	(0,4)	-	Sum of these 12 parameters: 0,4 mg/kg ts
Germany	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
State of Bavaria	Evaluation for pathway Soil -> Groundwater is based on Leachate Concentrations (µg/l) Evaluation for recycling of Soils is based on LAGA M20 Criteria														
The Netherlands	0,003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Values not included in legislation, 4 different target values were derived for different site use scenarios. 0,023 is the most stringent value.

c) CRCCARE (2017) – Eaux, Sol et Biota

Table 2: Australian interim and draft health based criteria by exposure scenario

Exposure Scenario	PFOS/PFHxS	PFOA	Land Use/Environment Value	Comments and Source
Health based guidance values	0.02 µg/kgbw/d	0.16 µg/kgbw/d	Tolerable Daily Intake (TDI)	FSANZ 2017a
	0.07 µg/L	0.56 µg/L	Drinking water	Health 2017
	0.7 µg/L	5.6 µg/L	Recreational water	

For all soil screening values from OEH/NSW: these values should only be used in conjunction with other investigation to account for potential leaching, off-site transport, bioaccumulation and secondary exposure.

Exposure Scenario	PFOS/PFHxS	PFOA	Land Use/Environment Value	Comments and Source
Soil – Health based screening levels	0.009 mg/kg	0.1 mg/kg	Residential	Based on 20% of FSANZ TDI, i.e. up to 80% of exposure is assumed to come from other pathways. ASC NEMP HIL-A assumptions with home grown produce included. OEH/NSW
	2 mg/kg	20 mg/kg	High density residential	Based on 20% of FSANZ TDI, i.e. up to 80% of exposure is assumed to come from other pathways. ASC NEPM HIL-B assumptions OEH/NSW
	20 mg/kg	100 mg/kg	Industrial/commercial	Based on 20% of FSANZ TDI, i.e. up to 80% of exposure is assumed to come from other pathways. ASC NEPM HIL-D assumptions including 8 hrs time spent indoors and 1 hr spent outdoors at an industrial/commercial site
	4 mg/kg (sum of PFOS + PFHxS)	40 mg/kg	Residential	Based on previous TDI of 0.15 µg/kg/d for PFOS/PFHxS and 1.5 µg/kg/d for PFOA Government of Western Australia (WA DER)
	100 mg/kg (sum of PFOS + PFHxS)	1000 mg/kg	Commercial and industrial	
	6.6 mg/kg (PFOS only)	1 mg/kg	National parks / areas with high ecological values	Draft default guideline values prepared for CRC CARE, version as at July 2016. Not taking into account water transport and to be used only if hydrogeology of the site assessed and levels in pore water, groundwater or nearby surface water sustaining aquatic life (i.e. Within 10 km) are also tested if present.
	32 mg/kg (PFOS only)	29 mg/kg	Urban residential/public open spaces	Note: waste soil containing above 50 mg/kg of PFOS and PFOA must be managed in accordance with Stockholm Convention requirements. Department of Environment and Energy (CEMG).
60 mg/kg	81 mg/kg	Commercial and industrial spaces		

Table 1: Australian interim and draft ecological criteria

Exposure Scenario	PFOS	PFOA	Land Use/Environment Value	Comments and Source
Ecological - freshwater	0.00023µg/L	19 µg/L	High conservation value systems (99% species protection)	Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality – technical draft default guideline values
	0.13 µg/L	220 µg/L	Slightly to moderately disturbed systems (95% species protection)	Note: These investigation levels are protective of environmental values only and are not to be used in setting drinking water guideline values which are derived according to different methods – human health effects can differ from effects observed in aquatic ecosystems.
	2 µg/L	632 µg/L	Highly disturbed systems (90% species protection)	
	31 µg/L	1824 µg/L	Highly disturbed systems (80% species protection)	

e) Mache (2019) – Valeurs guide retenues pour la suisse

Valeurs guides retenues – Eaux souterraines et eau potable

Laboratoire Eurofins Umwelt West GmbH Méthode d'analyse DIN 58407-F42	Unité	LQ	Principales valeurs guides internationales pour l'eau souterraine			Principales valeurs guides internationales pour l'eau potable							
			Suisse ⁽¹⁾	Etat du Texas ⁽²⁾	Allemagne ⁽³⁾ (Quotient)	Suisse ⁽⁴⁾	Suède ⁽⁵⁾	Danemark ⁽⁶⁾	Allemagne ⁽³⁾	Italy ⁽⁷⁾	Etats Unis ⁽⁸⁾	Etat du New Jersey ⁽⁹⁾	Australie ⁽¹⁰⁾
Composés Perfluorés													
Perfluorobutanoate acid (PFBA)	µg/l	0.010	700	71	C/10			0,1	10	7			
Perfluorobutanesulfonate acid (PFBS)	µg/l	0.015	700	34	C/6		0,06	0,1	6	3			
Perfluoropentane acid (PFPeA)	µg/l	0.010	100	0.093			0,06	0,1	3	3			
Perfluoropentanesulfonate acid (PFPeS)	µg/l	0.015											
Perfluorohexanoate acid (PFHxA)	µg/l	0.010	40	0.093	C/6		0,06	0,1	6	1			
Perfluorohexanesulfonate acid (PFHxS)	µg/l	0.015	0,7	0.093	C/0,1	0,3	0,06	0,1	0,1			0,07	
Perfluorheptanoate acid (PFHpA)	µg/l	0.010	9	0.06			0,06	0,1	0,3				
Perfluorheptane sulfonate (PFHpS)	µg/l	0.010							0,3				
Perfluorooctanoate acid (PFOA)	µg/l	0.010	4	0.29	C/0,1	0,5	0,09	0,1	0,1	0,5	0,07	0,014	
Perfluorooctane sulfonate acid (PFOS)	µg/l	0.010	0,7	0.06	C/0,1	0,3	0,09	0,1	0,1	0,3	0,07	0,015	
Perfluorooctane-sulfonamide (PFOSA)	µg/l	0.010		0.29				0,1	0,1				
Perfluorononanoate acid (PFNA)	µg/l	0.010		0.29	C/0,06			0,1	0,06			0,015	
Perfluorodecanoate acid (PFDA)	µg/l	0.010		0.37				0,1	0,1				
Perfluorodecane sulfonate acid (PFDS)	µg/l	0.010		0.39									
Perfluoroundecanoate acid (PFUnA)	µg/l	0.010		0.39									
Perfluorododecane acid (PFDoA)	µg/l	0.010		0.39									
Perfluorotridecane acid (PFTra)	µg/l	0.010											
Perfluortetradecane acid (PFTA)	µg/l	0.010											
1H,1H,2H,2H-Perfluorohexanesulfonate acid (4:3 FT S)	µg/l	0.010											
2:2 Fluorotelomer sulfonate acid (2:2 FT S)	µg/l	0.010											
2:2 Fluorotelomer sulfonate acid (H4PFOS)	µg/l	0.010						0,1	0,1				
2H,2H,2H,2H-Perfluoroundecane acid (H4PFUnA)	µg/l	0.010											
2H,2H-Perfluorodecane acid (H2PFDA)	µg/l	0.010											
7H-Dodecafluorooctanoate acid (H7PFHpA)	µg/l	0.010	7										
Perfluoro-3,7-dimethyloctanoate acid (PF-3,7-DMCOA)	µg/l	0.010											
Capstone Product A	µg/l	0.015											
Capstone Product B	µg/l	0.015											
7 PFC compounds excl. LOG ^(a) somme des Quotients	Quotient				I(CG/teut) < 1								
11 PFC compounds excl. LOG ^(b)	µg/l						0,06						
12 PFC compounds excl. LOG ^(c)	µg/l							0,1					
13 PFC compounds excl. LOG ^(d)	µg/l								0,1				
14 PFC compounds excl. LOG ^(e)	µg/l									0,5			
Total 24 PFC compounds excl. LOG ^(f)	µg/l												

Symposium Sites Pollués Suisse 12

Valeurs guides retenues – Eaux de surface

Laboratoire Eurofins Umwelt West GmbH Méthode d'analyse DIN 58407-F42	Unité	LQ	Principales valeurs guides internationales pour les eaux de surface						
			Allemagne Bavière ⁽¹⁾	Hollande ⁽²⁾		Directive Européenne 2013/09/EU ⁽³⁾			
				Risque négligeable	Risque maximum tolérable	Protection des milieux aquatiques	Protection de la chaîne alimentaire animale	Protection de la chaîne alimentaire humaine (consommation de mollusques)	Eau potable
Composés Perfluorés									
Perfluorobutanoate acid (PFBA)	µg/l	0.010							
Perfluorobutanesulfonate acid (PFBS)	µg/l	0.015							
Perfluoropentane acid (PFPeA)	µg/l	0.010							
Perfluoropentanesulfonate acid (PFPeS)	µg/l	0.015							
Perfluorohexanoate acid (PFHxA)	µg/l	0.010							
Perfluorohexanesulfonate acid (PFHxS)	µg/l	0.015							
Perfluorheptanoate acid (PFHpA)	µg/l	0.010							
Perfluorheptane sulfonate (PFHpS)	µg/l	0.010							
Perfluorooctanoate acid (PFOA)	µg/l	0.010	0,10	20					
Perfluorooctane sulfonate acid (PFOS)	µg/l	0.010	0,05	0,0002	0,02	0,2	0,02	0,0005	
Perfluorooctane-sulfonamide (PFOSA)	µg/l	0.010							
Perfluorononanoate acid (PFNA)	µg/l	0.010							
Perfluorodecanoate acid (PFDA)	µg/l	0.010							
Perfluorodecane sulfonate acid (PFDoA)	µg/l	0.010							
Perfluorododecane acid (PFDDoA)	µg/l	0.010							
Perfluorotridecane acid (PFTra)	µg/l	0.010							
Perfluortetradecane acid (PFTA)	µg/l	0.010							
1H,1H,2H,2H-Perfluorohexanesulfonate acid (4:3 FT S)	µg/l	0.010							
2:2 Fluorotelomer sulfonate acid (2:2 FT S)	µg/l	0.010							
2:2 Fluorotelomer sulfonate acid (H4PFOS)	µg/l	0.010							
2H,2H,2H,2H-Perfluoroundecane acid (H4PFUnA)	µg/l	0.010							
2H,2H-Perfluorodecane acid (H2PFDA)	µg/l	0.010							
7H-Dodecafluorooctanoate acid (H7PFHpA)	µg/l	0.010							
Perfluoro-3,7-dimethyloctanoate acid (PF-3,7-DMCOA)	µg/l	0.010							
Capstone Product A	µg/l	0.015							
Capstone Product B	µg/l	0.015							
Total 24 PFC compounds excl. LOG	µg/l								

Symposium Sites Pollués Suisse 13

AECOM

Annexe 3

Propriétés physico-chimiques des PFAS – Concave (2016)

Concave (2016)

Name	Acronym	CAS Registry Number	Molecular Formula	Molecular Weight [g/mol]	Density ^a (20 - 25 °C) [g/ml]	Water Solubility ^b (20 - 25 °C) [µL]	Melting Point ^c [°C]	Boiling Point ^c [°C]	Vapor Pressure ^d [Pa]	Henry-Coefficient [Pa·m ³ ·mol ⁻¹]	log Kow ^e [-]	log Koc [L/kg]	Kd (pH 7)	Dissociation Constant (pKa)
Perfluoroalkyl Carboxylates / Perfluoroalkyl Carboxylic Acids														
Perfluorobutanoic Acid	PFBA	375-22-4	F(CF ₂) ₃ COOH	214.04	1.66	Miscible	-17.5	121	1307	-	2.82	1.88	-	-0.2 to 0.7
Perfluoropentanoic Acid	PFPA	2706-90-3	F(CF ₂) ₄ COOH	264.05	1.70	112.6	-	124.4	1067	-	3.43	1.37	-	-0.06
Perfluorohexanoic Acid	PFHxA	307-24-4	F(CF ₂) ₅ COOH	314.05	1.72	21.7	14	143	457	-	4.06	1.91	-	-0.13
Perfluoroheptanoic Acid	PFHpA	375-85-9	F(CF ₂) ₆ COOH	364.06	1.79	4.2	30	175	158	-	4.67	2.19	0.4 - 1.1	-0.15
Perfluorooctanoic Acid	PFOA	335-67-1	F(CF ₂) ₇ COOH	414.07	1.80	3.4 - 9.5	37 - 60	188 - 192	4 - 1300	0.04 - 0.09	5.30	1.31 - 2.35	0 - 3.4	-0.16 to 3.8
Perfluorononanoic Acid	PFNA	375-96-1	F(CF ₂) ₈ COOH	464.08	1.75	9.50	59 - 66	218	1.3	-	5.92	2.39	2.6 - 5.9	-0.17
Perfluorodecanoic Acid	PFDA	335-76-2	F(CF ₂) ₉ COOH	514.09	1.76	9.50	77 - 88	218	0.2	-	6.50	2.76	2.0 - 3.1	-0.17
Perfluoroundecanoic Acid	PFUnA	2058-94-8	F(CF ₂) ₁₀ COOH	564.09	1.76	0.004	83 - 101	160 - 250	0.1	-	7.15	3.30	12 - 103	-0.17
Perfluorododecanoic Acid	PFDoA	307-55-1	F(CF ₂) ₁₁ COOH	614.10	1.77	0.0007	107 - 109	245	0.01	-	7.77	-	24 - 269	-0.17 to 0.8
Perfluorotridecanoic Acid	PFTriA	72629-94-8	F(CF ₂) ₁₂ COOH	664.11	1.77	0.0002	-	-	0.3	-	8.25	-	-	-
Perfluortetradecanoic Acid	PFTeDA	376-06-7	F(CF ₂) ₁₃ COOH	714.12	1.78	0.0003	-	276	0.1	-	8.90	-	-	-
Perfluoropentadecanoic Acid	PFPeDA	141074-63-7	F(CF ₂) ₁₄ COOH	764.12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentadecafluorooctanoic Acid Ammonium Salt (Ammonium Pentadecafluorooctanoate)	APFO	3825-26-1	C ₈ H ₁₄ NF ₁₅ NO ₂	445.11	-	14.2	157 - 165	-	0.01	-	-	-	-	2.5
Perfluoroalkyl Sulfonates / Perfluoroalkyl Sulfonic Acids														
Perfluorobutane Sulfonic Acid	PFBS	375-73-5	F(CF ₂) ₃ SO ₃ H	300.10	1.81	46.2 - 56.6	76 - 84	211	651	-	3.90	1.00	-	-6.0 to -5.0
Perfluorohexane Sulfonic Acid	PFHxS	433-50-8	F(CF ₂) ₅ SO ₃ H	400.11	-	2.3	-	-	98.9	-	5.17	1.78	0.6 - 3.2	-6.0 to -5.0
Perfluoroheptane Sulfonic Acid	PFHpS	357-82-8	F(CF ₂) ₆ SO ₃ H	450.12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorooctane Sulfonic Acid	PFOS	1763-23-1	F(CF ₂) ₇ SO ₃ H	500.13	-	0.52 - 0.57	54	> 400	6.7	<2e-6 to 3e-4	6.43	2.5 - 3.1	0.1 - 97	-6.0 to -2.6
Perfluorodecane Sulfonic Acid	PFDS	333-77-3	F(CF ₂) ₉ SO ₃ H	600.14	-	0.002	-	-	0.71	-	7.66	3.53	-	-
Perfluoroalkyl Phosphonic Acids														
Perfluorobutyl Phosphonic Acid	PFBA	52296-24-8	F(CF ₂) ₃ PO ₃ (OH) ₂	350.02	-	1459.1	-	-	0.18	-	2.19	-	-	-
Perfluorohexyl Phosphonic Acid	PFHxPA	40143-76-8	F(CF ₂) ₅ PO ₃ (OH) ₂	400.03	-	815.3	-	-	0.04	-	3.45	-	-	-
Perfluoroheptyl Phosphonic Acid	PFHpPA	40143-78-0	F(CF ₂) ₆ PO ₃ (OH) ₂	500.05	-	24.5	-	-	0.01	-	4.73	-	-	-
Perfluorodecyl Phosphonic Acid	PFDoPA	52296-26-0	F(CF ₂) ₉ PO ₃ (OH) ₂	600.06	-	0.5	-	-	0.0002	-	5.98	-	-	-
Perfluoroalkane Sulfonamide and Derivatives														
Perfluorooctane Sulfonamide	PFOSA	754-91-6	F(CF ₂) ₇ SO ₂ NH ₂	499.14	-	-	154 - 156	-	-	-	-	2.5 - 2.62	35 - 56	-
Perfluorooctane Sulfonamideethanol	FOSE	10196-92-4	F(CF ₂) ₇ SO ₂ NH(CH ₂) ₂ OH	543.19	-	0.0009	-	-	0.00	-	5.78	-	-	-
N-Methyl-Perfluorooctane Sulfonamide	NMFOSA	31508-32-8	F(CF ₂) ₇ SO ₂ NHCH ₃	513.17	-	0.0002	-	-	0.30	-	6.07	3.14	-	-
N-Ethyl-Perfluorooctane Sulfonamide	NEFOSA	4151-50-2	F(CF ₂) ₇ SO ₂ NHCH ₂ CH ₃	527.20	-	0.0001	-	-	0.12	-	6.71	3.23	-	-
N-Methyl-Perfluorooctane Sulfonamideethanol	NMFOSE	24449-09-7	F(CF ₂) ₇ SO ₂ NH(CH ₂) ₂ CH ₃ OH	557.22	-	0.0003	-	-	0.0004	-	6.00	-	-	-
N-Ethyl-Perfluorooctane Sulfonamideethanol	NEFOSE	1691-96-2	F(CF ₂) ₇ SO ₂ NH(CH ₂) ₂ CH ₂ CH ₃ OH	571.25	-	0.0001	55 - 60	-	0.002	-	6.52	-	-	-

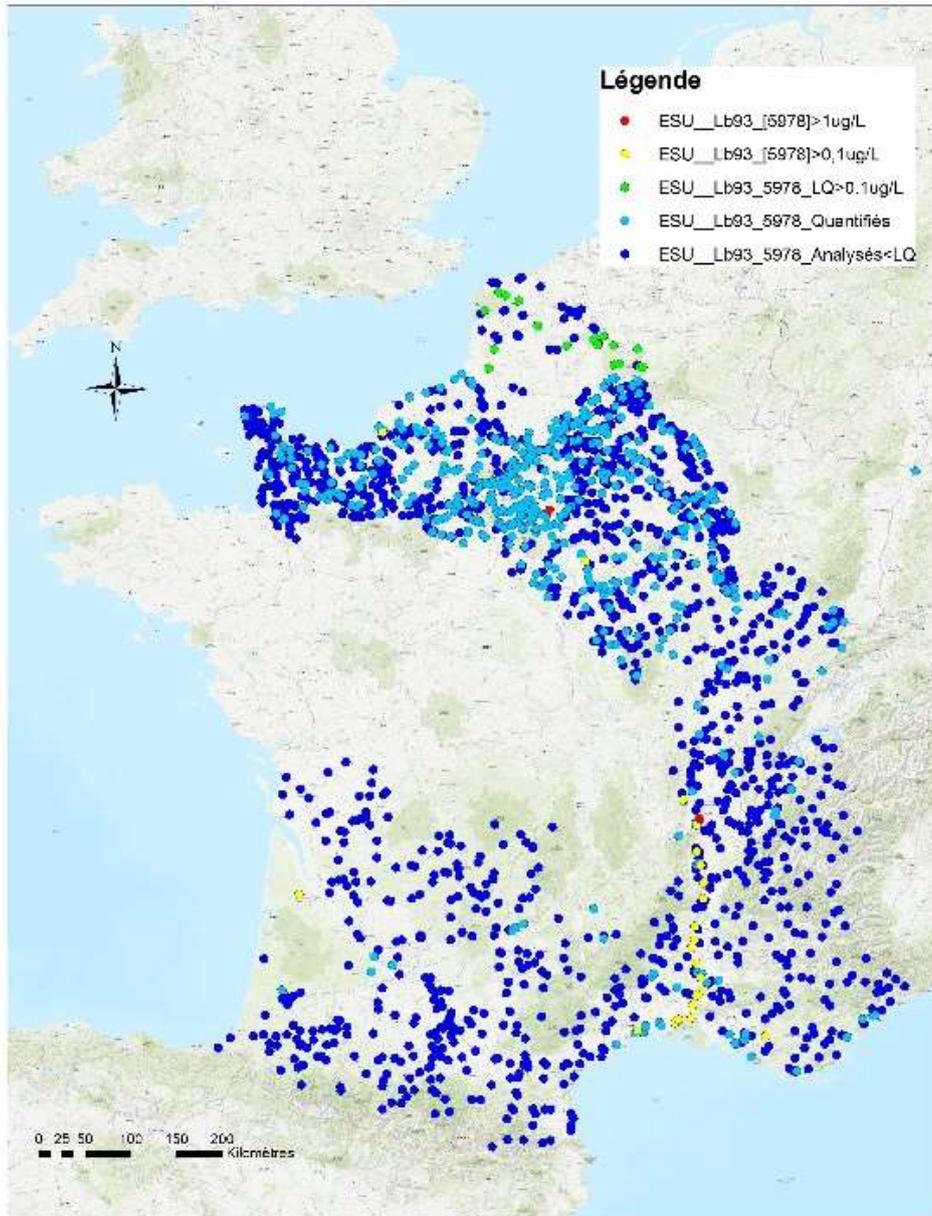
Name	Acronym	CAS Registry Number	Molecular Formula	Molecular Weight [g/mol]	Density ^a (20 - 25 °C) [g/ml]	Water Solubility ^b (20 - 25 °C) [µL]	Melting Point ^c [°C]	Boiling Point ^c [°C]	Vapor Pressure ^d [Pa]	Henry-Coefficient [Pa·m ³ ·mol ⁻¹]	log Kow ^e [-]	log Koc [L/kg]	Kd (pH 7)	Dissociation Constant (pKa)
Fluoroelomer sulfonic acids														
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorobutanesulfonic Acid	HF-PFBS (2:2 FTS)	146246-63-9	F(CF ₂) ₃ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	228.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorohexanesulfonic Acid	HF-PFHxS (4:2 FTS)	757124-73-4	F(CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	328.15	-	27.9	-	-	0.33	-	3.21	-	-	-
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorooctanesulfonic Acid	HF-PFOA (6:2 FTS)	27619-97-2	F(CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	428.17	-	1.3	-	-	0.11	-	4.44	-	-	1.31
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorodecane sulfonic Acid	HF-PFDS (8:2 FTS)	39108-34-4	F(CF ₂) ₉ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	528.18	-	0.06	-	-	0.01	-	5.66	0.01	-	1.32
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluoroundecane sulfonic Acid	HF-PFUS (10:2 FTS)	130226-60-0	F(CF ₂) ₁₀ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	628.20	-	0.002	-	-	0.001	-	6.91	-	-	-
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluorotridecane sulfonic Acid	HF-PFTeS (12:2 FTS)	146246-64-0	F(CF ₂) ₁₂ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	728.21	-	0.0002	-	-	0.001	-	7.94	-	-	-
Fluoroelomer Alcohols														
Perfluoromethyl ethanol 2:2	2:2 FTOH	54949-74-5	F(CF ₂) ₂ CH ₂ CH ₂ OH	164.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluoroethyl ethanol 4:2	4:2 FTOH	2043-47-2	F(CF ₂) ₃ CH ₂ CH ₂ OH	204.09	-	0.98	-	-	214	-	3.30	0.93	-	-
Perfluoroethyl ethanol 6:2	6:2 FTOH	647-42-7	F(CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ OH	304.11	-	0.02	-33	172	182	5726	4.54	2.43	-	-
Perfluoroethyl ethanol 8:2	8:2 FTOH	865-86-1	F(CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ OH	404.12	-	0.0001	45	114	398	5036	5.58	3.84	-	-
Perfluorodecyl ethanol 10:2	10:2 FTOH	678-39-8	F(CF ₂) ₉ CH ₂ CH ₂ OH	564.14	-	0.00001	-	-	0.20	7776	6.63	6.20	-	-
Perfluorodecyl ethanol 12:2	12:2 FTOH	39239-77-5	F(CF ₂) ₁₁ CH ₂ CH ₂ OH	664.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Polyfluoroalkyl Alkyl Phosphates														
<i>monoPAP</i>														
4:2 Fluorotekmephosphatemonoester	4:2 monoPAP	150065-76-2	F(CF ₂) ₃ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OH) ₂	344.07	-	11.9	-	-	0.000	-	1.99	-	-	-
6:2 Fluorotekmephosphatemonoester	6:2 monoPAP	57678-01-0	F(CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OH) ₂	444.09	-	2.6	-	-	0.000	-	3.39	-	-	-
8:2 Fluorotekmephosphatemonoester	8:2 monoPAP	57678-03-2	F(CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OH) ₂	544.10	-	0.16	-	-	0.000	-	4.67	-	-	-
10:2 Fluorotekmephosphatemonoester	10:2 monoPAP	57678-05-4	F(CF ₂) ₉ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OH) ₂	644.12	-	0.01	-	-	0.000	-	5.92	-	-	-
12:2 Fluorotekmephosphatemonoester	12:2 monoPAP	57678-07-6	F(CF ₂) ₁₁ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OH) ₂	744.13	-	0.0003	-	-	0.000	-	7.21	-	-	-
<i>dPAP</i>														
4:2 Fluorotekmephosphatodiester	4:2 dPAP	132095-69-0	F(CF ₂) ₃ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OCH ₂ CH ₃) ₂	590.15	-	0.0004	-	-	0.000	-	6.16	-	-	-
6:2 Fluorotekmephosphatodiester	6:2 dPAP	57677-95-9	F(CF ₂) ₅ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OCH ₂ CH ₃) ₂	790.18	-	8.6-07	-	-	0.000	-	8.41	-	-	-
8:2 Fluorotekmephosphatodiester	8:2 dPAP	678-41-1	F(CF ₂) ₇ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OCH ₂ CH ₃) ₂	990.21	-	5.6-10	-	-	0.000	-	10.93	-	-	-
10:2 Fluorotekmephosphatodiester	10:2 dPAP	885-26-7	F(CF ₂) ₉ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OCH ₂ CH ₃) ₂	1190.24	-	2.8-12	-	-	0.000	-	12.88	-	-	-
12:2 Fluorotekmephosphatodiester	12:2 dPAP	57677-99-3	F(CF ₂) ₁₁ CH ₂ CH ₂ OP(O)(OCH ₂ CH ₃) ₂	1390.27	-	3.8-15	-	-	0.000	-	15.15	-	-	-
Polytetrafluoroethylene (Teflon)	PTFE	9002-84-0	(CF ₂) _n	-	-	-	327°C (Decomposes at 260°C)	-	-	-	-	-	-	-

Notes
 Blank font indicates information from published literature sources.
 Blue font indicates chemical formulas.
 Red font indicates parameters estimated with published equations. Calculated parameters are based on the neutral form of the substances (and not the conjugate base, which predominates for some PFAS at neutral pH)
 - No data or not applicable.
^a CAS database at <http://www.chemicalbook.com>
^b Wang, et al., 2011.
 Unless otherwise indicated, all parameter values obtained from literature sources listed separately.

Annexe 4

Cartographie de l’occurrence des PFAS dans les eaux de surface (2010-2017)

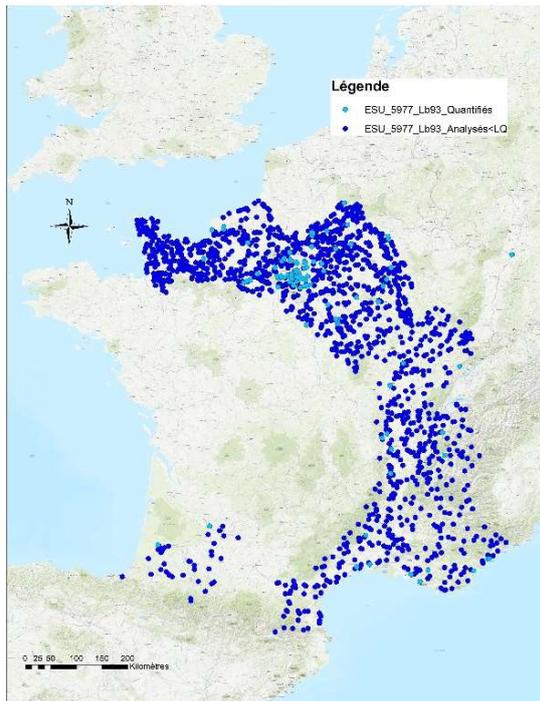
Analyses et quantifications en Acide perfluoro-n-hexanoïque (5978) Eaux de surface - France (Extraction NAIADES 2010-2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



Analyses et quantifications en Acide perfluoro-n-heptanoïque (5977)
Eaux de surface - France (Extraction NAIADES 2010 - 2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



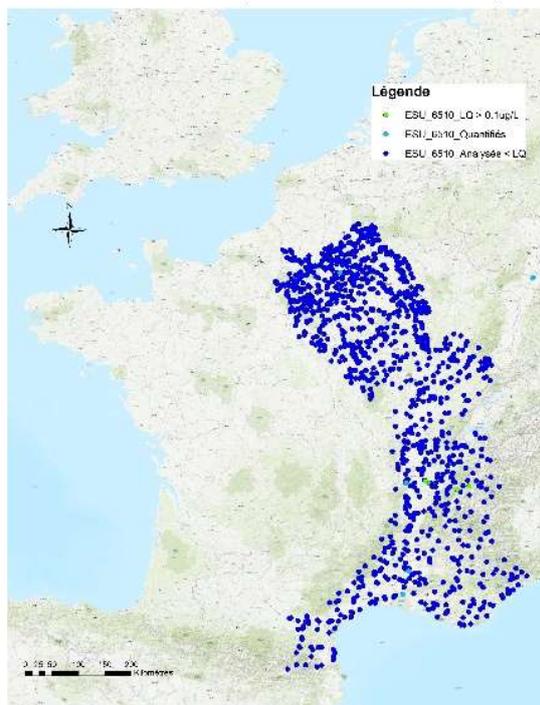
Analyses et quantification en Acide perfluoro-n-nonanoïque (6508)
Eaux de surface - France (Extraction NAIADES 2010-2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



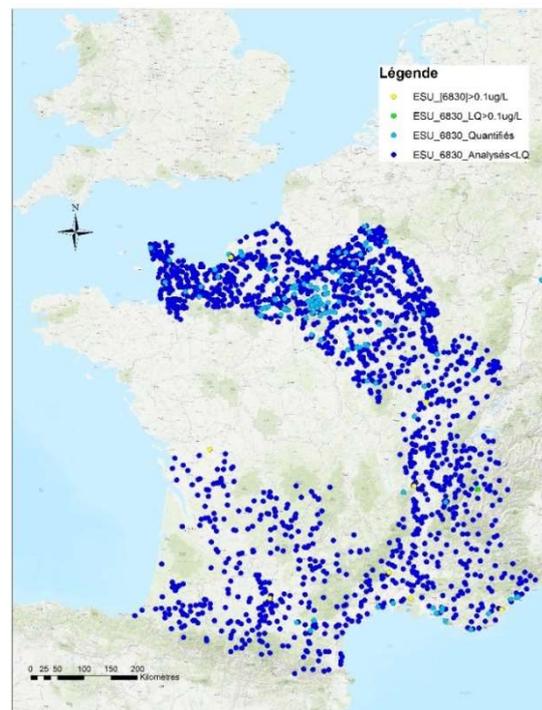
Analyses et quantification en Acide perfluoro-n-undecanoïque (6510)
Eaux de surface - France (Extraction NAIADES 2010-2018)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



Analyses et quantifications en Perfluorohexanesulfonic acid (6830)
Eaux de surface - France (NAIADES 2010-2018)



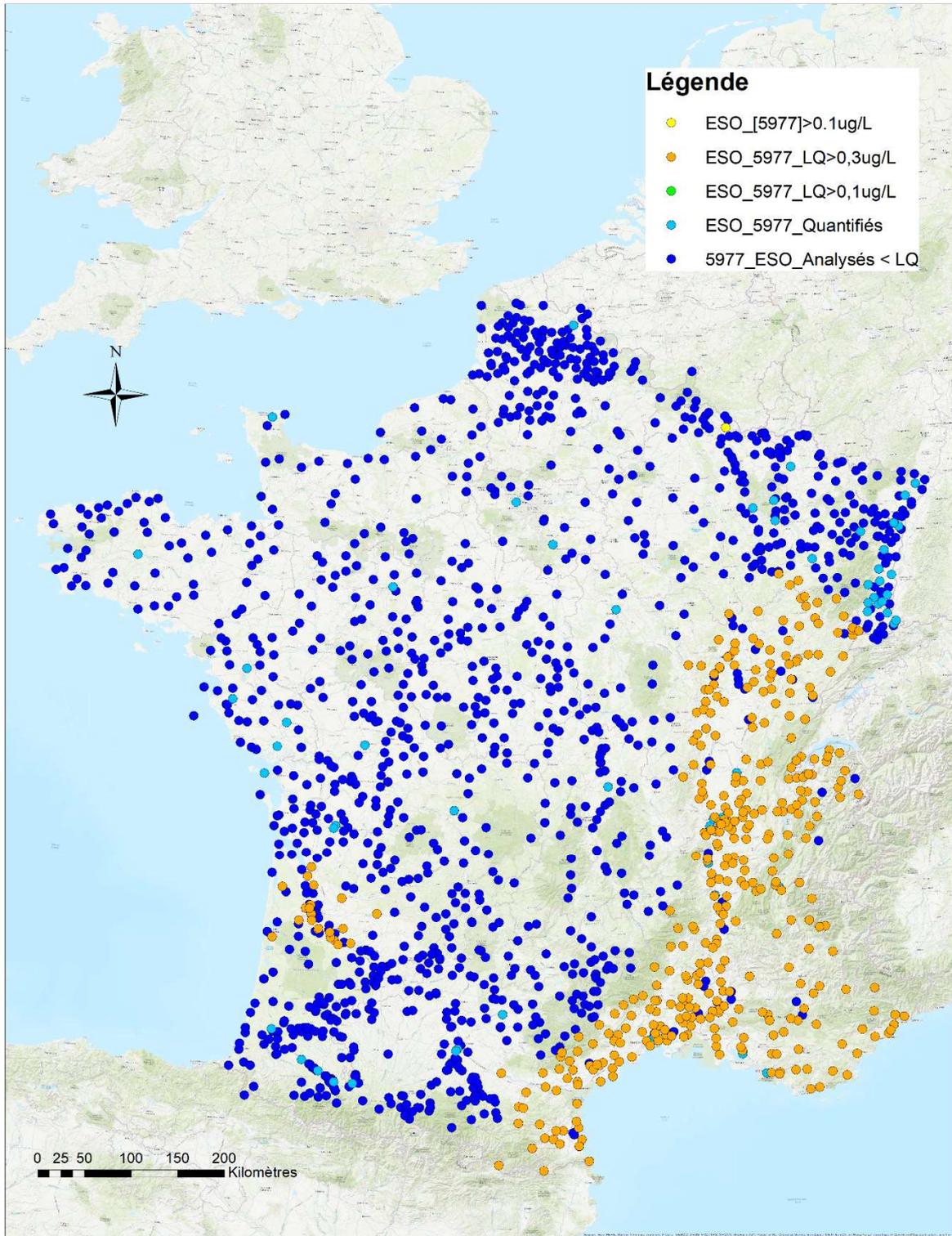
PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018



Annexe 5

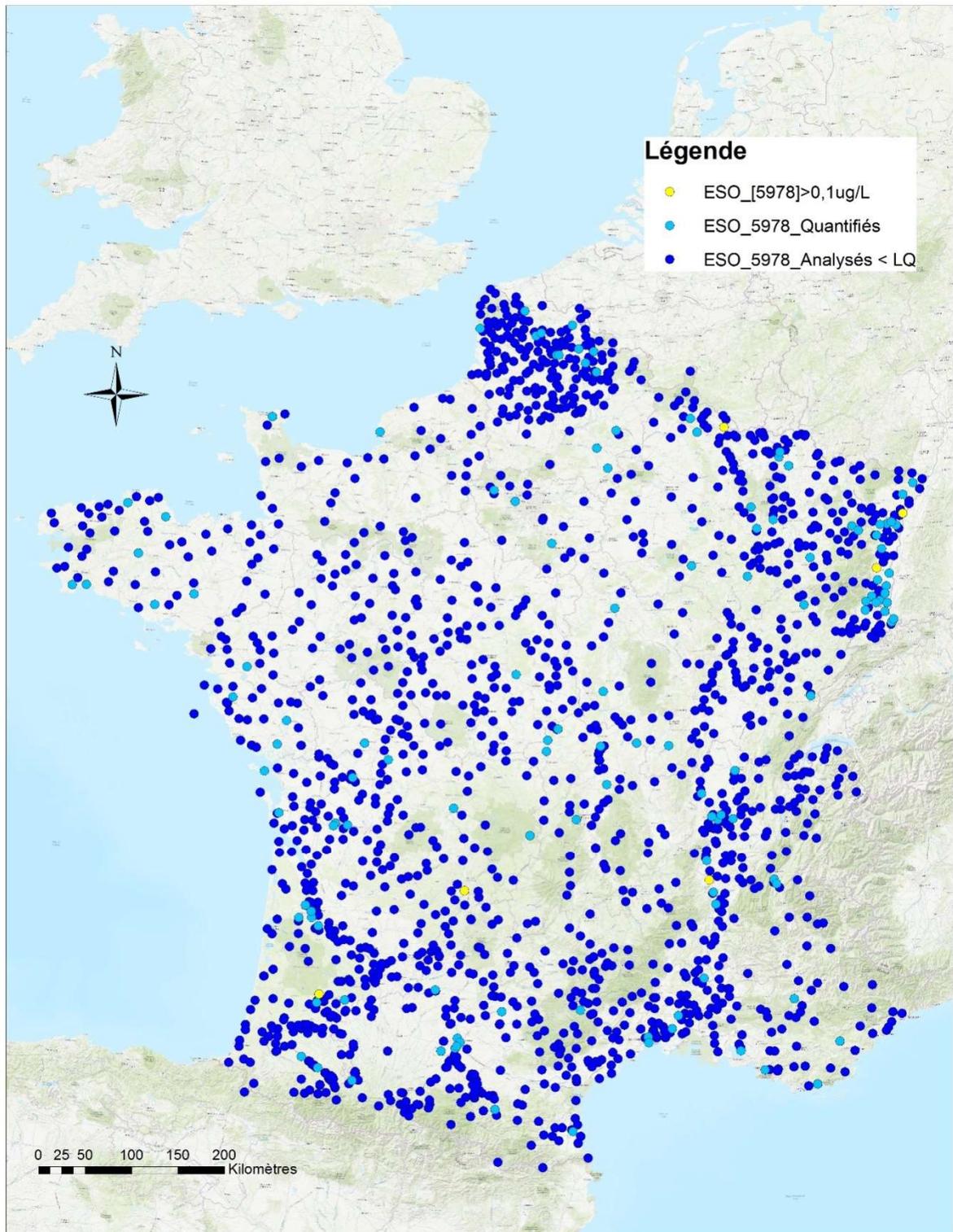
Cartographie de l’occurrence des PFAS dans les eaux souterraines (2010-2017)

Analyses et quantification en Acide perfluoro-n-heptanoïque (5977) Eaux souterraines - France (Extraction tout ADES)



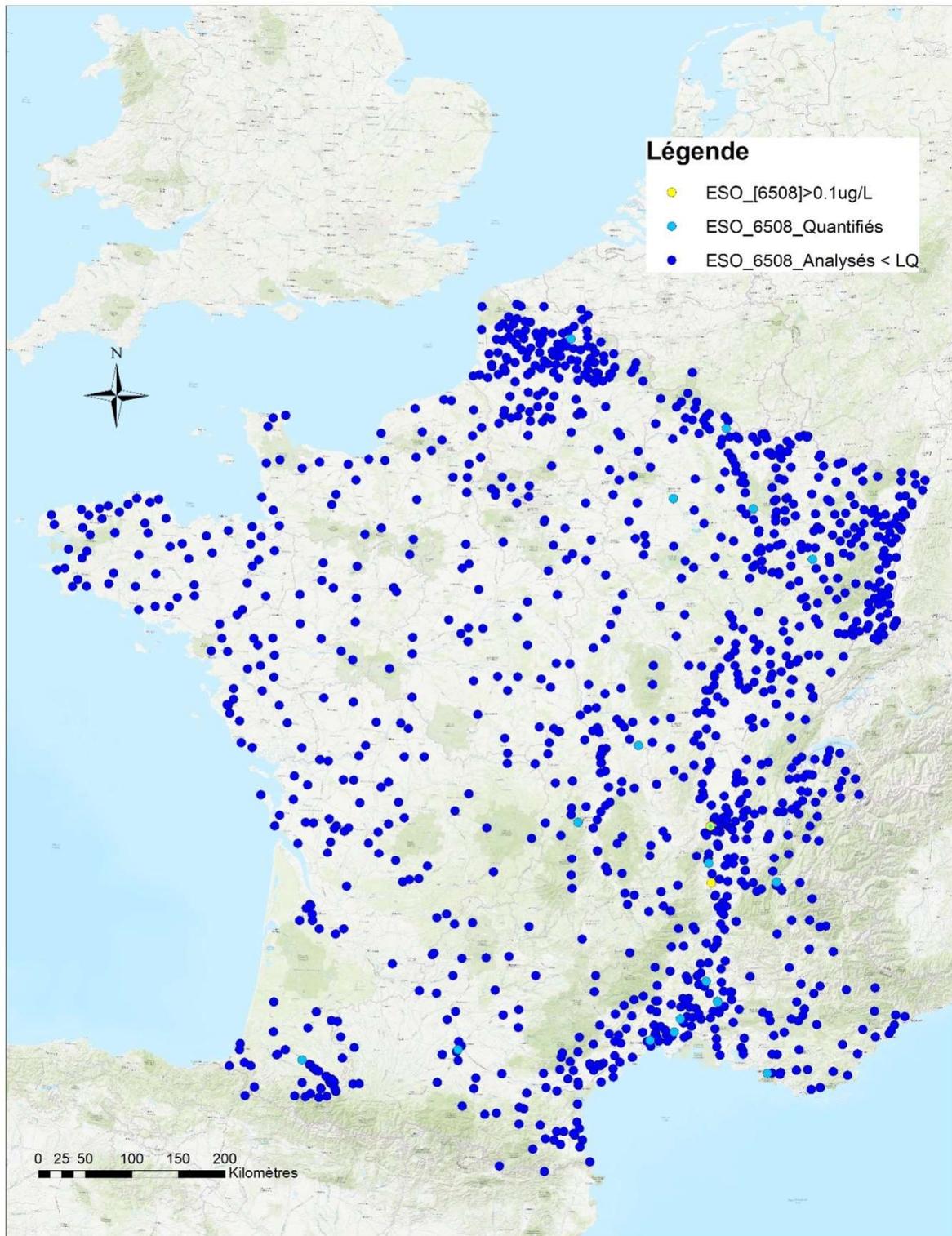
PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018

Analyses et quantification en Acide perfluoro-n-hexanoïque (5978) Eaux souterraines - France (Extraction tout ADES)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018

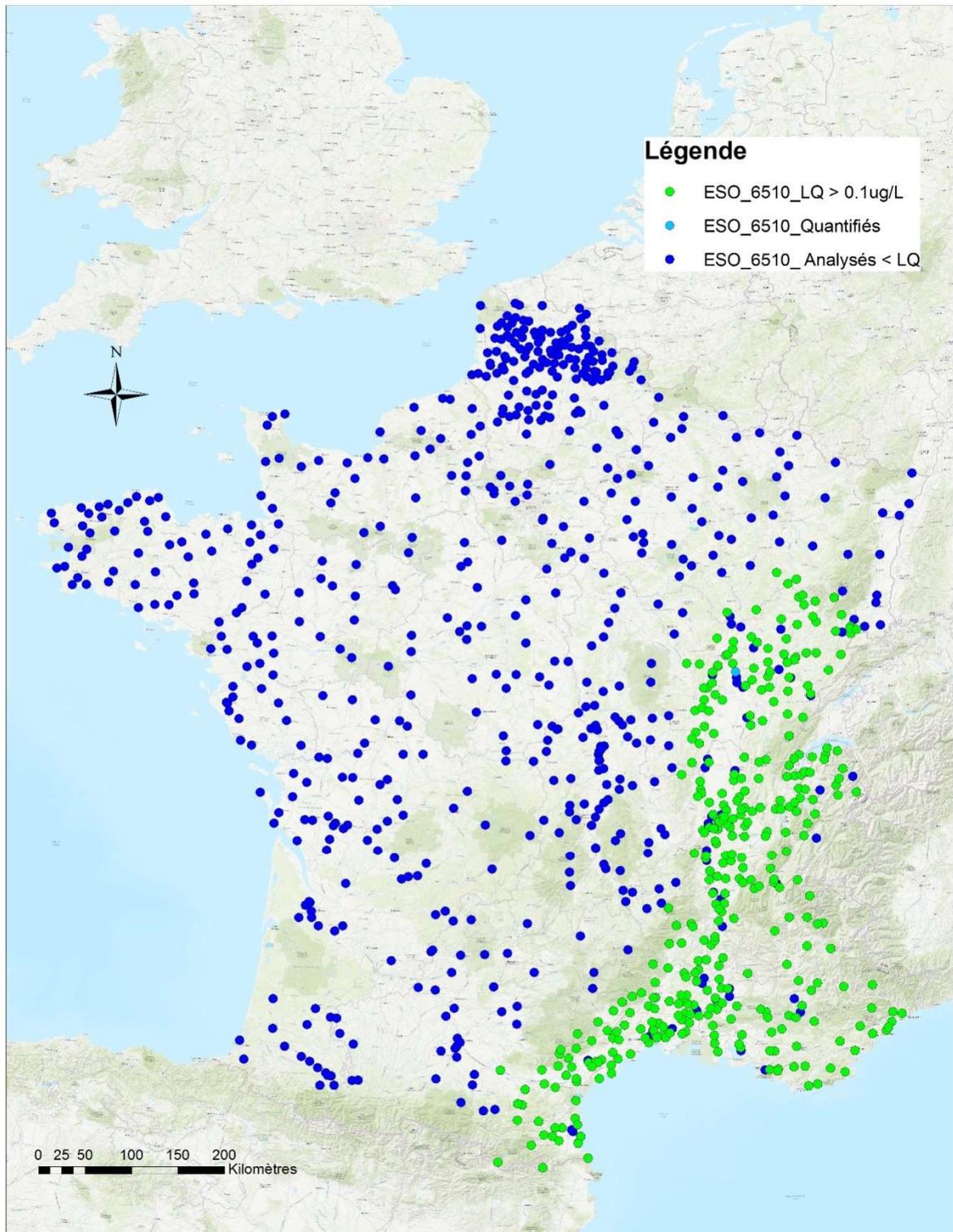
Analyses et quantification en Acide perfluoro-n-nonanoïque (6508) Eaux souterraines - France (Extraction tout ADES)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018

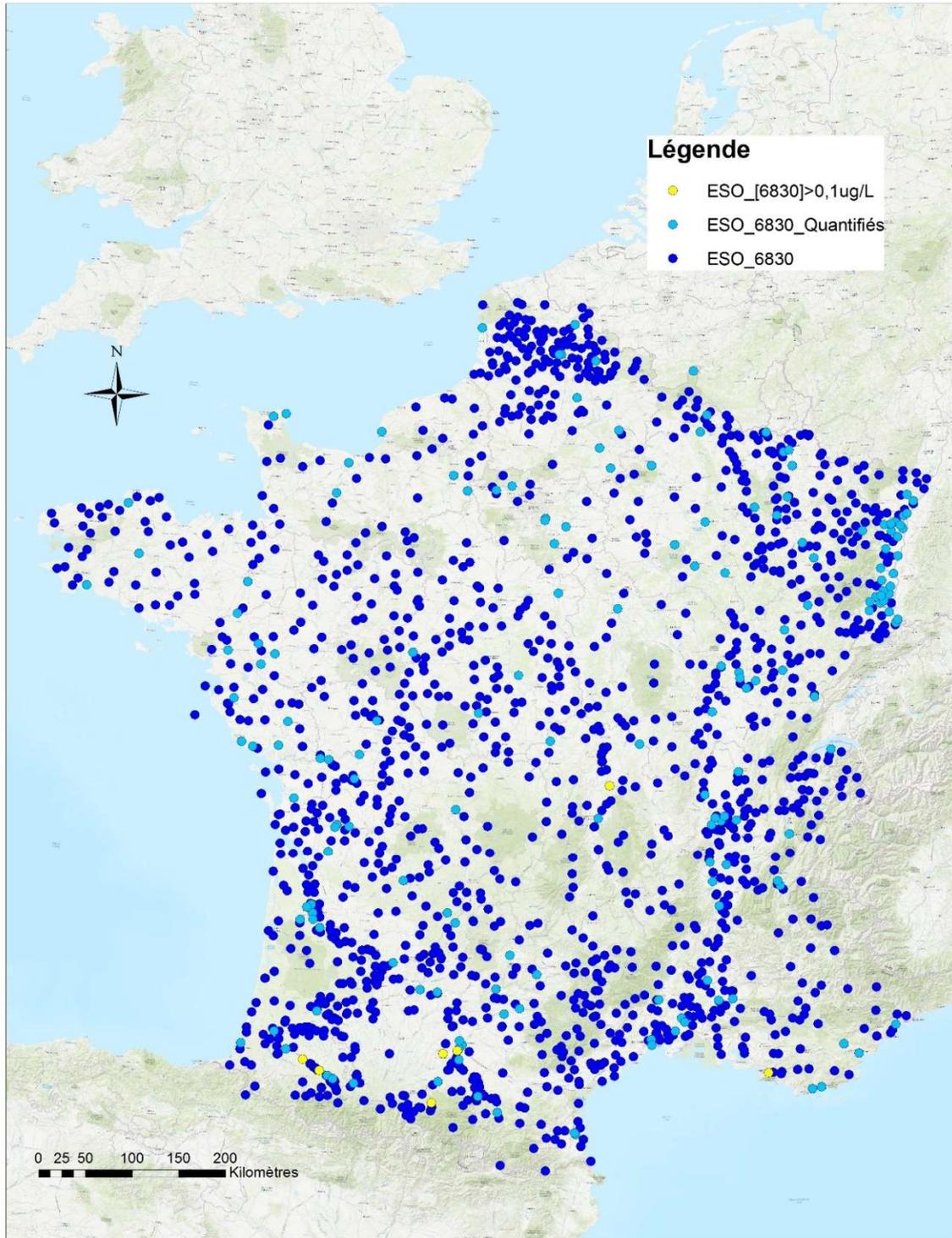


Analyses et quantification en Acide perfluoro-n-undecanoïque (6510) Eaux souterraines - France (Extraction tout ADES)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018

Analyses et quantifications en Perfluorohexanesulfonic acid (6830) Eaux souterraines - France (Extraction tout ADES)



PFC - France - AP18D3E023_DGPR Septembre 2018





Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34 - www.brgm.fr

Direction régionale “Auvergne Rhône Alpes”
151 Bd Stalingrad
69626 -Villeurbanne – France
Tél. : 33 (0)4 72 82 11 50