

Lignes directrices pour les PFAS pour les études décret sols

Le présent document ne vise pas à réaliser une revue bibliographique complète des PFAS, mais uniquement à reprendre une série d'éléments que les experts agréés doivent prendre en compte pour la réalisation des études décret sols.

Les éléments repris ci-dessous sont basés sur l'expertise de l'ISSeP, de la SPAQuE et du SPW ARNE, fondés sur la littérature technique et scientifique ainsi que sur les retours d'expérience en Région wallonne, en Belgique et dans les pays voisins.

Toutes les données relatives aux PFAS sont centralisées dans le présent document ; aucune donnée additionnelle n'est reprise dans la base de données PNN.

Attention, les lignes directrices pour les PFAS sont évolutives, merci de toujours tenir compte de la dernière version publiée sur le site.

Versioning

- Version 1.0 : 21/12/2023
- Version 1.1 : 30/01/2024
- Version 2.0 : 25/02/2025
- Version 2.1 : novembre 2025

Les sections modifiées par rapport à la version 2.0 sont surlignées en jaune

Les experts sont invités à contacter la DAS via l'adresse assainissement.sols@spw.wallonie.be pour toute question relative à la mise en œuvre des consignes.

Table des matières

Lexique.....	4
1) Définition des PFAS	5
2) Sources potentielles de pollution.....	7
2.1) Liste des activités présentant un risque de rejet de PFAS	7
2.2) Mousses anti-incendie AFFF.....	13
2.3) Secteur du traitement des déchets.....	15
2.4) Installations de purification d'eau - STEP.....	17
2.5) TFA – acide trifluoroacétique – informations de base et sources de pollution spécifiques.....	18
2.6) Faut-il s'inquiéter des PFAS lors des investigations de remblai ?	19
3) Méthodes analytiques	20
3.1) Remarque préliminaire – définitions	20
3.2) Méthodes analytiques recommandées.....	20
3.3) Limites des méthodes quantitatives.....	23
3.4) Informations complémentaires méthode TF	24
3.5) Informations complémentaires méthodes AOF/EOF	24
3.6) Informations complémentaires méthode TOP.....	25
3.7) Informations complémentaires - limites de quantification.....	26
3.8) Interprétation des analyses AOF/EOF et des analyses TOP	27
3.9) Numéros CAS et nomenclature, formes acides et anioniques, formes linéaires et ramifiées.....	29
4) Valeurs limites	32
4.1) Eaux souterraines	33
4.2) Sol.....	34
4.3) Eaux de surface	38
5) Etudes décret sols	39
5.1) Etude d'orientation.....	39
5.2) Etude de caractérisation	40
5.3) Prise en compte des risques de contamination des échantillons et des potentiels bruit de fond/pollutions extérieures.....	41
5.3.1) Prélèvement des échantillons.....	41
5.3.2) Prise de blancs	43
5.3.3) Bruit de fond/pollutions extérieures	44
5.4) Etude de risques	44
5.4.1) Volet santé humaine	44

5.4.2)	Volet santé humaine - Observations spécifiques pour les usages de type II et III	45
5.4.3)	Volet lessivage	48
5.4.4)	Volet dispersion	49
5.5)	Projet d'assainissement	49
6)	Données toxicologiques et physico-chimiques	50
6.1)	VTR PFOA et PFOS	50
6.2)	VTR PFDA.....	54
6.3)	VTR et BTF/BCF pour le PFHxS et PFNA	58
6.4)	Sélection des Paramètres physicochimiques pour les PFAS	61
6.5)	Sélection des VL _{nappe} - valeurs limites pour les nappes	63
6.6)	Données pour le MeFOSAA et EtFOSAA	64
6.7)	Données pour le 6:2 FTOH et 8:2 FTOH.....	83

Lexique

- AFFF: « aqueous film forming foam »
- AOF: analyse « adsorbable organic fluorine »
- BD PNN : base de données diffusée aux experts, reprenant l'ensemble des données liées aux PNN
- BCF : facteur de transfert dans les végétaux
- BTF : facteur de transfert dans les produits animaux
- EO : étude d'orientation
- EC : étude de caractérisation
- ECO : étude combinée
- EOF: analyse « extractable organic fluorine »
- ER : étude de risques
- LoQ : limite de quantification
- LR : limite de rapportage
- MCS : modèle conceptuel du site
- PFCAs : perfluoroalkyl carboxylic acids
- PFSA : perfluoroalkane sulfonic acids
- PNN : polluant non normé (pas de valeurs seuil dans le décret sols)
- TF : analyse « total fluorine »
- TFA : acide trifluoroacétique
- TOP : analyse « total oxidizable precursors »
- Types d'usage : type I – usage naturel ; type II – usage agricole ; type III – usage résidentiel ; type IV - usage commercial et/ou récréatif ; type V – usage industriel
- VL : valeur limite
- VLsol : valeur limite pour le sol
- VLH : valeur limite dans le sol pour les risques pour la santé humaine
- VLN : valeur limite dans le sol pour les risques pour l'eau souterraine par lessivage
- VLnappe : valeur limite pour l'eau souterraine
- VTR : valeur toxicologique de référence

1) Définition des PFAS

Signification de l'acronyme PFAS

- **P**: per- and poly [Les molécules avec des chaînes aliphatiques de carbone entièrement fluorées sont des substances perfluoroalkylées, tandis que les substances polyfluoroalkylées sont celles dans lesquelles il reste des liaisons carbone-hydrogène (C-H)]¹
- **F**: fluoro
- **A**: alkyl [désigne la chaîne d'atomes de carbone, les alkyles dérivent des alcanes par la perte d'au moins un atome d'hydrogène (remplacés ici par des atomes de fluor)]
- **S**: substances

Prononciation: « pifasse »

Traduction française: substances per- et polyfluoroalkylées

Définition

La définition des PFAS prise en compte pour la réalisation des études Décret Sols est la définition de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), telle qu'établie dans un rapport sorti en 2021 :

OECD (2021), Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance, OECD Series on Risk Management, No. 61, OECD Publishing, Paris.

“PFASs are defined as fluorinated substances that contain at least one fully fluorinated methyl or methylene carbon atom (without any H/Cl/Br/I atom attached to it), i.e. with a few noted exceptions, any chemical with at least a perfluorinated methyl group ($-CF_3$) or a perfluorinated methylene group ($-CF_2-$) is a PFAS.

- ➔ Toute substance comportant au moins un groupement méthyle complètement fluoré ($-CF_3$) ou un méthylène complètement fluoré ($-CF_2-$) sans aucun H/Cl/Br/I y attaché.

Cette même note reprend une vue d'ensemble des différents groupes de PFAS repris dans cette définition, tel que reprise ci-dessous.

¹ Académie des Sciences (Institut de France). 2025. La Pollution aux PFAS: état des lieux des connaissances et enjeux de société. Paris.



Figure issue du rapport OECD (2021), présentant une vue synthétique des différents groupes de PFAS

2) Sources potentielles de pollution

2.1) Liste des activités présentant un risque de rejet de PFAS

Cette liste a été mise à jour en fonction des retours d'expérience des études de sol et du rapport du SPF Economie « PFAS in Belgian industry – market study », référence n°2023/80109/E4, décembre 2023. La DAS estime que cette liste n'est pas exhaustive et que d'autres activités non reprises dans la liste peuvent potentiellement utiliser des PFAS. Une liste plus exhaustive peut être retrouvée dans la publication « *An overview of the uses of per- and polyfluoroalkylsubstances (PFAS), Environ. Sci.: Processes Impacts, 2020, 22, 2345* ».

Les PFAS sont produits à une échelle commerciale depuis les années 50 (source : <https://pfas-1.itrcweb.org/> ; ITRC/PFAS/2.5.1.PFAS uses). Dès lors, toute activité historique antérieure à cette période ne doit pas faire l'objet d'investigations pour les PFAS.

La DAS attire l'attention des exploitants et des experts sur le fait que certains mélanges commerciaux, utilisés dans des secteurs d'activités divers (dont certains actuellement non recensés dans la liste ci-dessous), peuvent contenir des PFAS, et ce sans que leur présence soit explicitement mentionnée dans les fiches techniques et les fiches de sécurité des produits. Par ailleurs, la mention d'absence de PFOS et PFOA ne garantit pas l'absence de PFAS courtes chaînes.

Catégorie d'activités	Procédés techniques à risques PFAS	Risque de rejet de PFAS dans l'environnement	Rubriques PE
Producteurs de PFAS	Production PFOS/PFOA, télomères	Elevé	
Production Teflon	PFOA utilisé pendant la production	Elevé	
Traitement des métaux	Traitement et revêtement des métaux	Elevé	27.42 28.51 COV-08

Production de composants de véhicules/ Assemblage	La production des composants de voitures, avions, bateaux, trains, ... peut notamment impliquer le traitement de surface de certains matériaux et l'utilisation de fluides hydrauliques et lubrifiants	Elevé	34 35 COV-06 COV-21
Production d'armes et de munitions	La production d'armes et munitions peut notamment impliquer le traitement de surface de certains matériaux	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	29.6
Industrie textile	Traitement des textiles, cuir, imperméabilisation, pulvérisation Par exemple tapis, tissus d'ameublement, vêtements d'extérieur, chaussures ²	Elevé	17 19 COV03.02 COV-08 COV-13 COV-14
Nettoyage et entretien de textiles	Utilisation de mélanges commerciaux contenant des PFAS pour le nettoyage et le traitement de textiles	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	93.01
Nettoyage industriel	Récupération potentielle de PFAS dans les eaux de nettoyage + utilisation potentielle de tensioactifs fluorés	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	74.70 COV-04 COV-05
Industrie des semi-conducteurs	Utilisation de PFAS dans la production de cartes de circuits imprimés	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	24.75.01

² Remarque spécifique pour les tanneries (code rubrique 19.10) : une étude menée au Danemark sur 3 anciennes tanneries a mis en évidence une pollution systématique en PFAS, pentachlorophénol et métaux dans les eaux souterraines

Production de matériel électronique	Fabrication de fils et câbles, de batteries, de matériel électronique de différentes catégories L'utilisation de PFAS est renseignée dans certaines catégories de matériel	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	31.30 31.40 32.00.02 33.00.02
Industrie de la photographie	Utilisation dans certains process spécifiques (agent anti-moussant, prévention formation bulles d'air) ou pour la production de certains matériaux spécifiques (films, plaques, .)	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	
Industrie du papier et de l'emballage	Le PFAS a été/est ajouté à la composition du papier pour le rendre hydrofuge et anti-graisse (comme c'est également le cas pour les emballages alimentaires, le papier sulfurisé, etc.)	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	21
Industrie de la peinture/vernis/encre	Certaines catégories de peintures et d'encres contiennent des PFAS	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	24.3
Imprimeries	Utilisation potentielle d'encres avec des PFAS comme additifs + utilisation de PFAS en cas d'oxydation anodique	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	22.2 COV-01 à COV-03
Industrie chimique de base	Des PFAS peuvent être utilisés dans certains process spécifiques Plus particulièrement la fabrication de colorants et pigments, la chimie organique et la production de monomères/polymères	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	24.12 24.14 24.16
Industrie pharmaceutique	Certaines substances utilisées dans des process, ou certaines substances produites, rentrent dans la définition des PFAS	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	24.4 COV-20

Fluides hydrauliques et lubrifiants	PFAS en tant qu'additifs aux fluides hydrauliques et lubrifiants, pour en améliorer les propriétés Production des fluides et lubrifiants + Utilisation des substances en quantité significative dans un établissement donné	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	
Fabrication de produits cosmétiques et d'agents de nettoyage	Agents de nettoyage : utilisé pour abaisser la tension superficielle Produits cosmétiques : rendre les produits « waterproof », prolonger la durée de vie, conservation/amélioration des couleurs/textures	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	24.5
Car-wash	Utilisation potentielle de cires pour voitures et autres produits hydrofuges + libération de PFAS contenus dans les revêtements, lubrifiants, cires et autres produits hydrofuges lors du processus de lavage avec nettoyeurs haute pression	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement et suivant visite de terrain A noter qu'une étude de l'OVAM est actuellement menée pour confirmer/infirmar cette source potentielle de pollution	50.20.03
Industrie du plastique, caoutchouc, résines et adhésifs	Production/emploi/réemploi de matières plastiques, caoutchouc, élastomères, résines et adhésifs synthétiques par des procédés exigeant des conditions particulières de température et de pression Traitement de surface de matières plastiques	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	24.17 25.1 25.2 63.12.11 COV-16 COV-17 COV-18

Industrie des produits phytosanitaires	Certains pesticides produits rentrent dans la définition des PFAS + problématique des produits de dégradation Sites de production Sites de stockage/manutention conséquents	Élevé Attention à la problématique du TFA (acide trifluoroacétique)	24.20
Industrie des colles et gélatines	Fabrication de colles et gélatines	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	24.62
Fabrication de fibres de verre	L'ensimage des fibres de verre peut impliquer l'utilisation de certains « coatings » contenant des PFAS	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	26.14
Production de matériel de lutte incendie	Production et manutention de mousses d'extinction, d'extincteurs	Élevé	29.20.01 29.20.02
Dépôt de combustibles	Dépôts de produits pétroliers, combustibles fossiles, gaz combustibles, substances pétrochimiques et chimiques Utilisation de mousses en préventif lors de travaux + exercices incendie réguliers	À évaluer suivant activités historiques/actuelles établissement	63.12.15
Incendie	Utilisation de mousses contenant du PFAS	Elevé (voir section 2.2 mousses AFFF)	Pas visé en tant que tel
Zones d'entraînement des pompiers	Utilisation régulière et à long terme de mousse contenant du PFAS	Elevé (voir section 2.2 mousses AFFF)	Pas visé en tant que tel
Prévention incendies dans les industries	Exercices incendie (utilisation directe de mousses ou d'extincteurs) ; système de sécurité type sprinklage	Elevé (voir section 2.2 mousses AFFF)	Pas visé en tant que tel
Sites militaires	Incendies et/ou exercices d'incendie	Elevé (voir section 2.2 mousses AFFF)	Pas visé en tant que tel

Aéroports (aviation civile)	Incendies et/ou exercices d'incendie	Elevé (voir section 2.2 mousses AFFF)	Pas visé en tant que tel
Secteur du traitement des déchets	De manière générale, tout le secteur du traitement des déchets nécessite une vigilance vis-à-vis des PFAS. Le risque varie selon le type de traitement et le type de déchets. Cela concerne également les activités de valorisation, élimination et confinement.	voir section 2.3 secteur du traitement des déchets	90
Installations de purification d'eau	Traitement de l'eau (STEP)	voir section 2.4 installations de purification d'eau	90.10
Matériaux / Remblais	Certaines catégories de matériaux pouvant être retrouvés dans certains dépôts de déchets et dans certains remblais peuvent être contaminés par des PFAS	Voir section 2.6 – Matériaux / Remblais	Sans objet

Aucune usine productrice de PFAS n'a été recensée en Wallonie. Il ressort des retours d'expérience en Belgique et dans d'autres pays que ce sont les zones d'incendie et d'exercices incendie qui présentent le plus de risque pour les PFAS à ce jour, ainsi que le secteur du traitement des déchets.

L'expert pourra trouver des compléments d'information dans le rapport suivant – « PFAS-suspected activités for soil, groundwater and sediment contamination, OVAM, 02/06/2025 » -, ainsi que sur les sites suivants :

- <https://pfas-1.itrcweb.org/2-6-pfas-releases-to-the-environment/>
- [https://one.oecd.org/document/env/cbc/mono\(2022\)1/en/pdf](https://one.oecd.org/document/env/cbc/mono(2022)1/en/pdf)

2.2) Mousses anti-incendie AFFF

Les mousses AFFF (aqueous film-forming foam) sont des mélanges synthétiques contenant des tensioactifs à base d'hydrocarbures et des tensioactifs fluorés. Ces mélanges sont capables d'éteindre rapidement les incendies de carburants en formant un film aqueux qui piège les émanations de carburant et bloque l'alimentation en oxygène de la combustion.

Ils sont utilisés dans des incendies de classe B, pour certains exercices incendie des services de pompiers, et pour l'alimentation de systèmes de sprinklage et d'extincteurs sur sites industriels.

Les mousses AFFF peuvent, selon l'ITRC (The Interstate Technology and Regulatory Council, USA), être catégorisées en 3 grandes catégories. Les dates présentées sont valables pour les USA, mais peuvent être raisonnablement extrapolées pour l'Union Européenne.

- 1) « PFOS AFFFs historiques » : produits entre la fin des années 60 jusqu'en 2002. Ces mousses ont une longue durée de vie et ont pu être utilisées après 2002. Ces mousses contiennent essentiellement des PFAS à chaînes longues.
- 2) « fluorotélomères AFFFs historiques » : produits entre la fin des années 70 jusqu'en 2016. Ces fluorotélomères peuvent se dégrader dans le milieu environnemental en PFCAs.
- 3) « fluorotélomères AFFFs modernes » : produits à partir des années 2010 et toujours produits actuellement. Les fluorotélomères utilisés sont à courtes chaînes (C6), et sont supposés moins toxiques et avec un plus faible potentiel de bioaccumulation. Ils se dégradent en PFCAs à courtes chaînes, voire ultra-courtes chaînes. Ils peuvent toujours contenir de petits niveaux de PFOA (impuretés ou sous-produits).

L'expert doit déterminer la qualité des mousses utilisées. Si l'expert démontre l'utilisation de mousses AFFF, ou s'il ne peut pas en exclure l'utilisation, alors il doit procéder à des investigations en PFAS.

Les mousses F3 (fluorine-free foams) ne contiennent théoriquement pas de PFAS selon les informations fournies par les producteurs. En conséquence, l'investigation des PFAS n'est pas requise en suite à l'utilisation de ce type de mousses.

Toutefois, l'expert doit prendre en compte « l'effet rebound » en cas de changement récent de type de mousses. Cela signifie que les systèmes de stockage et de distribution de mousses peuvent encore être contaminés par des PFAS liés aux anciennes mousses, et ce même si les dispositifs ont fait l'objet d'un nettoyage.

Il est parfois compliqué de déterminer si une mousse d'extinction contient effectivement des PFAS. En effet, les PFAS ne sont généralement pas mentionnés dans les fiches de sécurité de par leur très faible concentration dans les formulations. L'expert doit dès lors être attentif à certaines mentions dans les fiches : fluor, composé fluoré, AFFF, ... En cas de doute, l'expert est invité à prendre contact avec le fournisseur de la mousse investiguée. Une analyse des concentrations en PFAS dans la mousse est également possible. Dans ce cas de figure, l'expert doit tenir compte de la potentielle présence de PFAS non quantifiés par la méthode **WAC/IV/A/025**.

Il est à noter que des instructions relatives à la transition vers l'utilisation de mousses sans PFAS sont disponibles sur le site de l'ECHA « EU guidance for transitioning to fluorine-free fire-fighting foams ».

Le tableau suivant de l'ITRC est très utile pour déterminer si une mousse donnée contient des PFAS :

<https://pfas-1.itrcweb.org/3-firefighting-foams/>

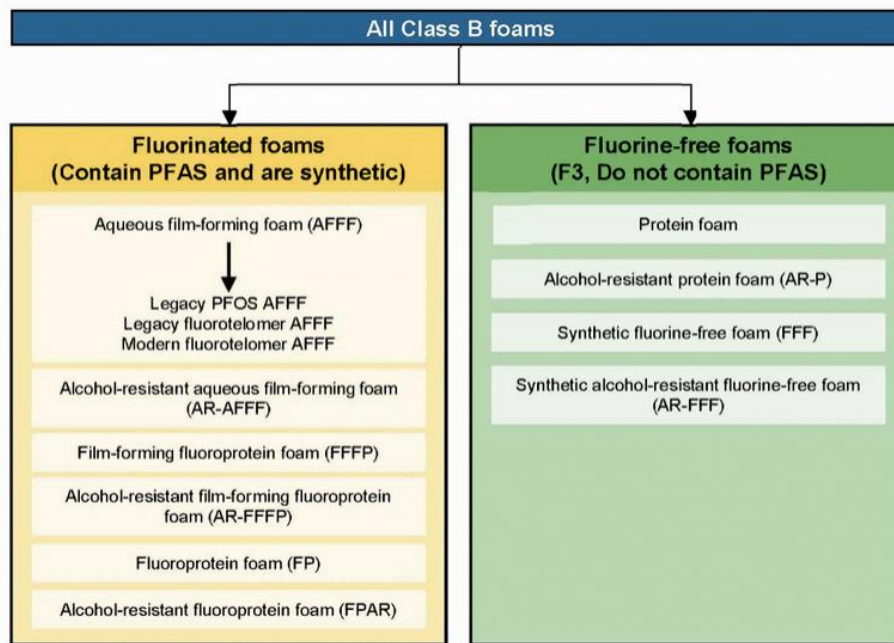


Figure 3-2. Types of Class B foams

Source: S. Thomas, Battelle. Used with permission.

Information complémentaire : Quelles informations les experts peuvent-ils obtenir des pompiers, quand ils les sollicitent pour avoir des informations pour un incendie ?

Sur base des retours d'information reçus à ce jour :

- Les rapports d'intervention des services de secours ne peuvent être communiqués qu'à la suite d'une instruction judiciaire, à la demande du procureur ;
- Les services de secours peuvent produire des documents type attestation, reprenant les informations techniques qu'ils ont consignées lors de leur intervention ;
- Les services de secours pourront communiquer s'ils ont utilisé de la mousse et/ou de l'eau. Mais toutes les zones de secours ne disposent pas d'une traçabilité suffisante pour renseigner le type de mousse utilisé. Pour certaines zones de secours, l'appoint d'émulseur étant fait après chaque intervention, il est plus que raisonnable d'affirmer que les camions contiennent un mélange d'émulseurs différents ;
- Certaines zones de secours n'utilisent plus des mousses fluorées depuis quelques années. Donc, pour les incidents récents, l'absence de PFAS peut être facile à démontrer pour les zones de secours concernées. Par contre, pour les incidents plus anciens, l'exercice est plus périlleux.

2.3) Secteur du traitement des déchets

Il n'y a pas actuellement de jurisprudence au niveau du SPW ARNE, en ce qui concerne l'appréciation des risques de pollution liés aux PFAS pour les différentes catégories d'activités de ce secteur.

L'appréciation actuelle du risque pour la DAS est reprise ci-dessous. Attention que cette position n'est basée que sur le seul critère « gestion déchets ». Il faut examiner également les autres risques PFAS liés aux mousses d'extinction.

Cette appréciation est également valable pour un établissement conforme avec activités sur dalle étanche. En l'absence de dalle étanche, des investigations PFAS sont d'office requises.

Type d'établissements	Type de déchets	Risque PFAS	Investigations PFAS requises ?
Regroupement et tri	Déchets inertes	Faible risque	non
	Déchets non dangereux	Faible risque	non
	Déchets dangereux	Risque de flux de déchets hautement contaminés	oui
	Huiles usagées / PCB	Risque de flux de déchets contaminés	oui
	Sous-produits animaux	Faible risque	non
	Déchets d'activités hospitalières et de soins de santé	Certains déchets hospitaliers peuvent présenter des contaminations	oui
	Déchets ménagers	Faible risque	non
	Terres excavées	Faible risque	non
	Boues de curage et boues de dragage	Risque moyen	oui
Pré-traitement	Tout type de déchets	Risque moyen à élevé selon le type de déchets	oui Une attention particulière doit être portée sur les DEEE (déchets d'équipements électroniques), les VHU (véhicules hors d'usage), les déchets dangereux et les déchets hospitaliers

Valorisation/élimination	Tout type de déchets	Risque moyen à élevé selon le type de déchets	oui Une attention particulière doit être portée sur les DEEE, VHU, déchets dangereux et déchets hospitaliers
Compostage	Déchets organiques	Risque faible	non
Biométhanisation	Déchets organiques	Risque faible	non
Centre d'enfouissement technique	Tout type de déchets	Risque élevé	oui

2.4) Installations de purification d'eau - STEP

En cas de station d'épuration (STEP) liée à une industrie au droit de laquelle une utilisation de PFAS est suspectée/avérée, des investigations au droit de la STEP sont requises.

En ce qui concerne les STEP liées au réseau civil, la vision du SPW ARNE pour la problématique des PFAS est pour le moment la suivante :

Les PFAS doivent être suivis pour les cours d'eau et pour les boues de STEP, qui sont a priori les récepteurs majeurs des PFAS arrivant dans les STEP. Un rapport d'état de situation relatif à la présence de PFAS dans les eaux épurées et dans les boues urbaines résiduelles en Wallonie a été publié en octobre 2024. Ce rapport peut être consulté sur le portail environnement du SPW : <http://environnement.wallonie.be/>

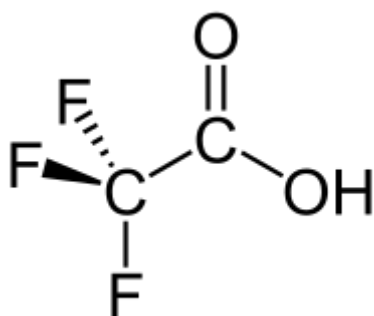
Par contre, les sols et l'eau souterraine constituent des cibles secondaires, qui ne devront être investiguées que dans certaines circonstances :

- connaissance d'un incident ayant mené à une arrivée massive de PFAS (par exemple un incendie avec utilisation de mousses en amont de la STEP) ;
- connaissance d'un impact significatif de la STEP sur l'environnement, par exemple suite au suivi en cours des STEP par le SPW. Dans le rapport, certaines STEP sont identifiées comme présentant des concentrations significatives dans les boues d'épuration et dans les rejets ;
- gestion historique non adéquate des boues de STEP, notamment au niveau de leur stockage ;
- STEP liée spécifiquement à un zoning industriel, avec connaissance de rejets industriels à risque PFAS.

Il ne revient pas à l'expert de rechercher lui-même ces circonstances particulières. Mais il doit en informer le gestionnaire de la STEP et s'assurer que ce dernier lui ait communiqué toutes les informations en sa possession.

2.5) TFA – acide trifluoroacétique – informations de base et sources de pollution spécifiques

Informations de base



Le TFA est un acide carboxylique fort en raison de la présence de 3 atomes de fluor fortement électronégatifs (définition tirée de Wikipédia). Il est très utilisé en chimie organique en raison de la combinaison de propriétés intéressantes : volatilité, solubilité dans les solvants organiques et acide fort.

Cette molécule est très stable et très difficilement biodégradable. Elle est jugée très mobile dans l'environnement (sol et eau), du fait que le TFA est complètement miscible à l'eau. De par sa stabilité et mobilité, le TFA peut se retrouver à des teneurs significatives dans les eaux souterraines et l'eau potable (cfr rapport sur le TFA dans les eaux de distribution en Wallonie – 17/10/2024 - <http://environnement.wallonie.be/>).

Le TFA, selon la définition de l'OCDE de 2021, fait partie des PFAS, et plus précisément de la famille des PFCAs : perfluoroalkyl carboxylic acids (famille du PFOA). Il est qualifié de « ultra short-chain PFAS ».

Sources potentielles de pollution

En Belgique, 31 substances actives ayant une structure chimique de type PFAS sont agréées comme produits phytopharmaceutiques (PPP). 3 substances actives sont reconnues à ce jour pour avoir le TFA comme métabolite principal ou secondaire : le flufenacet (herbicide), le diflufenican (herbicide) et le fluazinam (fongicide).

Les **sources potentielles de pollution locales** suivantes ont été identifiées par la DAS et doivent faire l'objet d'investigations PFAS :

- Industrie chimique de base et industrie pharmaceutique : uniquement pour les établissements utilisant spécifiquement le TFA dans leur process ;
- Production de pesticides : risque élevé ;
- Stockage de pesticides en grande quantité : à évaluer au cas par cas, en fonction du risque de relargage dans l'environnement ;

- Incinération de plastiques (la thermolyse de fluoropolymères peut mener à la libération notamment de TFA) ;
- Décharges/dépotoirs/CET (couverts par un permis ou non) : des investigations récentes ont montré un relargage très conséquent en TFA au droit d'un CET. En conséquence, les ultra short chains doivent être investigués en cas d'impact potentiel d'une zone d'enfouissement de déchets, dont la nature et l'historique est inconnu, sur une nappe d'eau souterraine exploitable ou sur un cours d'eau.

Les rejets de STEP pourraient également être considérés comme des sources potentielles de pollution. Toutefois, la DAS ne dispose pas à ce jour d'un retour d'expérience suffisant que pour imposer l'investigation du TFA et des autres ultra short chains PFAS pour ces activités.

Il est à noter que les sources de pollution suivantes, à savoir l'épandage de pesticides en agriculture et la conversion photolytique des gaz réfrigérants « F gases » en TFA dans l'atmosphère et retombées avec les précipitations, constituent des **sources potentielles de pollution diffuses** ne devant pas être investiguées dans le cadre des études « décret sols ».

2.6) Faut-il s'inquiéter des PFAS lors des investigations de remblai ?

Certaines catégories de matériaux contenant des PFAS peuvent être retrouvés dans des remblais. A l'heure actuelle, voici les catégories de matériaux identifiées comme à risque, sur base du retour d'expérience des études de sol :

- Cendres volantes d'incinérateurs ;
- Tout résidu d'incinération de déchets ménagers et/ou industriels ;
- Boues de curage et boues de station d'épuration ;
- Schlamms et autres déchets spécifiques issus d'activités minières (utilisation de PFAS dans des agents de flottation de minerais). Attention à ne pas inclure dans ce raisonnement tous les déchets issus des activités minières : les schlamms sont des déchets miniers composés de fines poussières de charbon, d'eau et d'additifs, issus du lavage du charbon et se présentant sous la forme de boues noires, généralement stockés dans des bassins de décantation. Les schlamms produits avant 1950, soit avant le début de l'utilisation des PFAS, ne sont pas à prendre en considération.

3) Méthodes analytiques

3.1) Remarque préliminaire – définitions

Les termes ci-dessous sont définis de manière à éviter toute mauvaise interprétation.

Paramètre quantitatif : PFAS analysé par une méthode analytique donnée avec un niveau d'incertitude faible.

Paramètre indicatif : PFAS analysé par une méthode analytique donnée avec un niveau d'incertitude plus élevé qu'un paramètre quantitatif.

Paramètre quantifiable : PFAS pouvant être analysé de manière spécifique. Cela inclut donc les paramètres quantitatifs et indicatifs pour une méthode donnée.

3.2) Méthodes analytiques recommandées

Sol/eau souterraine

Les laboratoires agréés proposent des paquets PFAS sur base des recommandations du VITO :

- sols : 36 paramètres quantitatifs (36 paramètres linéaires et 6 paramètres de total linéaire + ramifiés) + 6 paramètres indicatifs – **CMA/3/D**
- eaux souterraines : 34 paramètres quantitatifs (34 paramètres linéaires et 6 paramètres de total linéaire + ramifiés) + 9 paramètres indicatifs – **WAC/IV/A/025**

A ce jour, la DAS recommande d'analyser au minimum les paramètres quantifiables repris dans ces paquets d'analyse, respectivement pour le sol et pour l'eau souterraine. L'expert doit apprécier si ces méthodes analytiques sont suffisantes pour évaluer la situation environnementale ou si des analyses supplémentaires doivent être réalisées.

TFA et ultra short chains PFAS

La DAS recommande, pour l'analyse des PFAS « ultra short chains » - dont le TFA - dans les eaux souterraines, d'utiliser la méthode analytique **WAC/IV/A/026** définie par le VITO.

Pour les analyses de sol, en l'absence de méthodes analytiques normées, une lixiviation peut être réalisée (cfr section 5.4.3.) suivie de l'analyse WAC/IV/A/026.

La DAS recommande, en cas d'analyse des PFAS « ultra short chains », de prendre en compte les concentrations obtenues pour l'ensemble des substances reprises dans le paquet analytique, et pas uniquement la concentration du TFA.

Eaux de surface

En cas de suspicion d'impact sur les eaux de surface, il est recommandé d'investiguer au minimum les 24 PFAS pressentis pour être repris dans la future norme européenne NQE – PFAS(24). La plupart des laboratoires agréés propose un paquet analytique PFAS (28), qui regroupe les « PFAS (24) eaux de surface » et les « PFAS (20) eaux souterraines ».

La DAS ne recommande pas à ce stade une méthode normée pour l'analyse des PFAS(24) ou PFAS(28). Toutefois, le laboratoire de référence ISSeP signale les normes **NBN ISO 21675:2020** et **NBN EN 17892 : 2024**, qui peuvent être utilisées pour ce paquet d'analyse.

Liste des PFAS repris dans ces méthodes

Les PFAS repris dans ces différentes méthodes analytiques sont listés ci-dessous. **L'expert doit être attentif au fait que les PFAS quantifiés par une méthode analytique donnée ne sont pas forcément quantifiés par les autres méthodes.** Par exemple, le 6 :2 FTOH est repris dans le paquet analytique « eaux de surface », mais pas dans les méthodes WAC/IV/A/025 et CMA/3/D. A l'inverse, le 6 :2 FTS est repris dans les méthodes WAC/IV/A/025 et CMA/3/D, mais pas dans le paquet analytique « eaux de surface ».

Le tableau comparatif ne reprend pas les données pour les ultra short chains PFAS.

Acronyme	Numéro CAS	Sols CMA/3/D	Eaux souterraines WAC/IV/A/025	Eaux de surface PFAS(24)
PFBA	375-22-4	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFPeA	2706-90-3	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFHxA	307-24-4	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFHpA	375-85-9	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFOA	335-67-1	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFNA	375-95-1	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFDA	335-76-2	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFUnDA	2058-94-8	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFDoDA	307-55-1	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFTTrDA	72629-94-8	quantifié	PFAS(20) indicatif	PFAS(24)

PFTeDA	376-06-7	quantifié	PFAS(total)	PFAS(24)
PFHxDA	67905-19-5	quantifié	PFAS(total)	PFAS(24)
PFBS	375-73-5	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFPeS	2706-91-4	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFHxS	355-46-4	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFHpS	375-92-8	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFOS	1763-23-1	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFNS	68259-12-1	quantifié	PFAS(20)	-
PFDS	335-77-3	quantifié	PFAS(20)	PFAS(24)
PFDoDS	79780-39-5	quantifié	PFAS(20) indicatif	-
PFOSA	754-91-6	quantifié	PFAS(total)	-
MePFOSA	31506-32-8	quantifié	PFAS(total)	-
EtPFOSA	4151-50-2	quantifié	PFAS(total)	-
MePFOSAA	2355-31-9	quantifié	PFAS(total)	-
EtPFOSAA	2991-50-6	quantifié	PFAS(total)	-
4:2 FTS	757124-72-4	quantifié	PFAS(total)	-
6:2 FTS	27619-97-2	quantifié	PFAS(total)	-
8:2 FTS	39108-34-4	quantifié	PFAS(total)	-
8:2 diPAP	678-41-1	quantifié	PFAS(total)	-
10:2 FTS	120226-60-0	quantifié	indicatif	-
HFPO-DA (GenX)	13252-13-6	quantifié	PFAS(total)	PFAS(24)
DONA / ADONA	919005-14-4 / 958445-44-8	Quantifié (DONA)	PFAS(total) (DONA)	PFAS (24) (ADONA)
PFECHS	646-83-3	quantifié	PFAS(total)	-
PFBSA	30334-69-1	quantifié	PFAS(total)	-
MePFBSA	68298-12-4	quantifié	PFAS(total)	-
PFHxSA	41997-13-1	quantifié	PFAS(total)	-
PFODA	16517-11-6	indicatif	indicatif	PFAS(24)
6:2 diPAP	57677-95-9	indicatif	indicatif	-
6:2/8:2 diPAP	943913-15-3	indicatif	indicatif	-
MePFBSAA	159381-10-9	indicatif	PFAS(total)	-
PFUnDS	749786-16-1	indicatif	PFAS(20) indicatif	-
PFTTrDS	791563-89-8	indicatif	PFAS(20) indicatif	-
6 :2 FTOH	647-42-7	-	-	PFAS(24)
8 :2 FTOH	678-39-7	-	-	PFAS(24)
C6O4	1190931-27-1	-	-	PFAS(24)

Il y a lieu de mettre en évidence que 4 PFAS repris dans la somme PFAS(20) sont des paramètres indicatifs de la méthode WAC/IV/A/025.

3.3) Limites des méthodes quantitatives

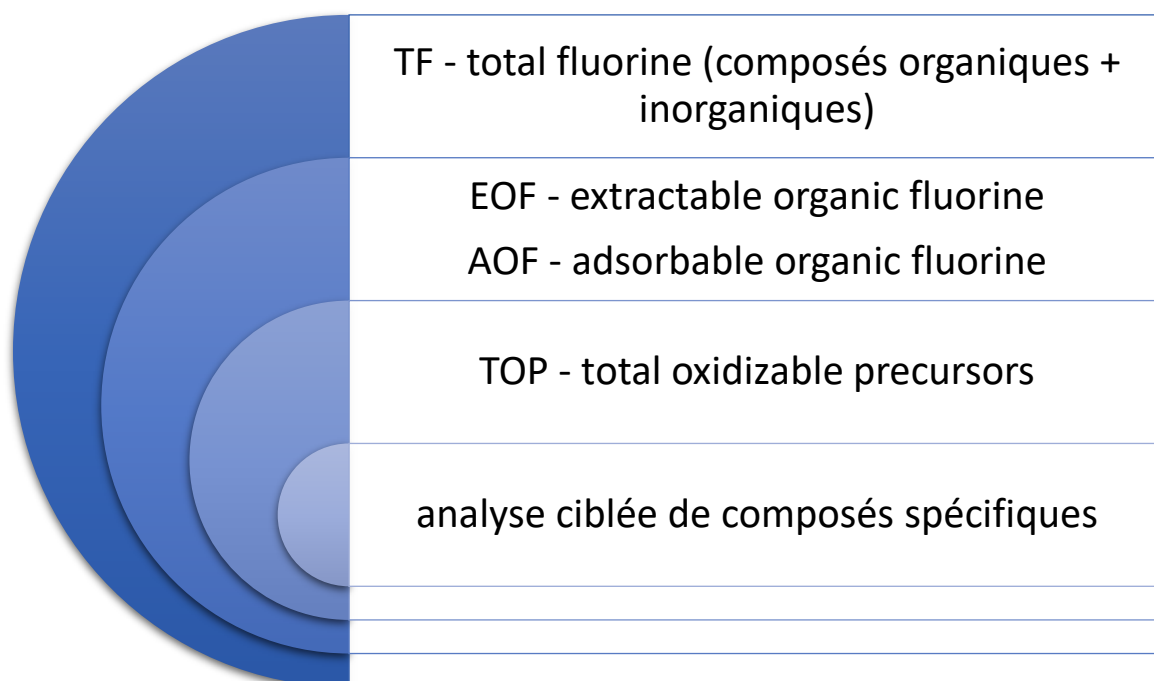
L'approche ciblée sur l'analyse des congénères spécifiques est la seule qui peut conduire à une analyse de risque. Cependant, la variété des composés poly- et perfluorés existants ne permet pas de les analyser (quantifier) tous. Il n'est donc pas établi à ce jour que les méthodes quantitatives CMA/3/D et WAC/IV/A/025 sont suffisantes pour investiguer les PFAS pour toutes les catégories d'activités à risque.

Au cas par cas, en fonction des connaissances générales sur les PFAS ou du site investigué, des congénères particuliers peuvent être analysés de manière quantitative.

Par ailleurs, la DAS recommande de recourir si nécessaire à des analyses complémentaires non spécifiques afin de compléter la stratégie d'investigation. Ces analyses non spécifiques ne doivent pas être réalisées sur tous les échantillons prélevés.

Elles permettent notamment à l'expert de réaliser un bilan, en moles de F, entre la somme des PFAS potentiellement présents dans la matrice (sol ou eau souterraine) et la somme des PFAS analysés via les méthodes d'analyse quantitatives.

Il est possible de représenter de manière schématique le champ d'application des différentes méthodes analytiques. Des données plus précises sont reprises par après.



Il est à noter que d'autres méthodes analytiques sont en cours de développement (citons notamment les d-TOP, bio-essais et QTOF). Bien que ces méthodes ne soient pas détaillées dans le présent document, l'expert peut proposer leur utilisation. Dans ce cas de figure, il est recommandé que l'expert sollicite une concertation technique avec la DAS avant leur mise en pratique.

3.4) Informations complémentaires méthode TF

Principe : Méthode d'oxydation totale (Fluor Total) à 900°C de l'échantillon. Les gaz issus de la combustion sont purgés au travers d'une solution d'absorption qui récupère l'acide fluorhydrique (HF). L'analyse automatisée du fluor se fait en ligne par chromatographie ionique.

Applicabilité : À tous types de matrices. Cependant, la quantité de fluor présent sur la molécule influe sur la réponse. Le résultat est donc semi-quantitatif et ne peut qu'être rapporté à une substance de référence.

Attention, si des quantités (non-négligeables) de fluorures minéraux sont présents dans l'échantillon, la réponse en TF sera probablement influencée (dégagement d'acide fluorhydrique durant la combustion à haute température). Il est possible que certains échantillons ne puissent pas être analysés par cette méthode (par exemple des déchets qui contiendraient des minéraux fluorés, genre fluorine ou céramiques à fluoroapatites ; pour mémoire, les eaux minérales peuvent en contenir de l'ordre de 0.5 à 1.2 mg/l (en F-)).

La méthode TF est une méthode par combustion, destinée à l'analyse des solides même si a priori elle peut être mise en œuvre pour l'analyse de l'eau (ou à proprement parler, des résidus secs dans l'eau).

Référence : méthode dérivée de l'ASTM D7359-08 : Standard Test Method for Total Fluorine, Chlorine and Sulfur in Aromatic Hydrocarbons and Their Mixtures by Oxidative Pyrohydrolytic Combustion followed by Ion Chromatography Detection (Combustion Ion Chromatography-CIC)

3.5) Informations complémentaires méthodes AOF/EOF

AOF

Principe : L'échantillon aqueux traverse une colonne de charbon actif ou est agité en présence de charbon actif qui adsorbe les composés organiques halogénés. Les halogénures inorganiques sont éliminés par lavage avec une solution de nitrate. Le charbon actif est brûlé dans un courant d'oxygène à 950 °C ou plus avec ajout d'eau

(hydropyrolyse). Les ions halogénures issus de composés organiques halogénés sont recueillis dans une solution absorbante. La solution absorbante est injectée dans un chromatographe ionique équipé d'un détecteur de conductivité avec suppression dans lequel les anions halogénés sont séparés et quantifiés au moyen d'une détection de conductivité (CD).

Applicabilité : Pour l'analyse des eaux.

La méthode s'applique au dosage des AOF ≥ 2 µg/l d'AOF, exprimé en F. Cependant, les performances analytiques peuvent être influencées par la matière en suspension dans l'échantillon, la capacité du charbon actif, le blanc de protocole et la capacité de la colonne de séparation chromatographique.

Référence : ISO/DIS 18127 :2024. Cette norme internationale est à l'état de projet lors de la publication de ce document.

EOF

Principe : Méthode de dosage du fluor organique extractible (EOF) par extraction avec un solvant. Après concentration de l'extrait, dosage par chromatographie d'ion de combustion (CIC)

Applicabilité : Pour les échantillons solides ou semi-solides. La comparaison avec les résultats de dosage spécifique permet de mettre en évidence la présence d'autres composés fluorés.

Référence : Pas de méthode internationale normalisée

3.6) Informations complémentaires méthode TOP

Principe : Méthode développée par Houtz et Sedlak, la méthode TOP (Précurseurs Oxydables Totaux) permet le dosage des composés biodégradables 'in situ' en acides carboxyliques perfluorés (PFCA). Cette méthode d'indice est basée sur une oxydation chimique par le radical hydroxyle³ en phase aqueuse des précurseurs sulfonamidés, des télomères et des métabolites fluorés qui en sont issus, souvent non quantifiables par chromatographie liquide. Les fluorotélomères sulfonates sont dégradés en chaînes plus courtes, carboxylées par rupture de portions non fluorées des molécules. Leur analyse peut se faire par chromatographie liquide.

Elle n'induit pas de modification des acides et des sulfonates perfluorés.

Applicabilité : Entre autres pour l'analyse des AFFF en phase aqueuse.

³ Réaction à 85°C pendant 6 h avec du persulfate de potassium (60 mM) et de l'hydroxyde de sodium (0,125 M), neutralisation, analyse

Référence : Houtz and Sedlak, 2012. Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff, Environmental Science and Technology 46(17): 9342-9349 ; pas de méthode normalisée

3.7) Informations complémentaires - limites de quantification

A. Limites de quantification - Méthodes non spécifiques

<i>LOQ</i>	<i>TOP</i>	<i>TF</i>	<i>AOF</i>	<i>EOF</i>
ESO/ESU (µg F/l)	0.01		2	
Lixiviats (µg F/l)	0.01		1	
Solides (µg F / kg MS)	(x)	50		20

(x) La méthode TOP étant une méthode d'oxydation en voie aqueuse des précurseurs, elle est plutôt mise en œuvre pour les eaux mais peut être envisagée pour des lixiviats. Dans ce cas le rapport d'extraction L/S et le rendement d'extraction vont influencer sur la limite de quantification. En théorie, avec un L/S de 10/1 et un rendement de 100% (ce qui ne sera probablement pas le cas), un facteur 10 devrait au minimum être appliqué à la LOQ pour les solides. Cette estimation est purement théorique mais devra être vérifiée au cas par cas.

B. Limites de quantification - Méthodes spécifiques

Eaux souterraines

La LoQ renseignée dans la WAC/IV/A/025 est de 10 ng/l pour les composés quantitatifs, et de 50 ng/l pour les composés indicatifs.

Toutefois, dans la pratique, les LoQ atteintes par les laboratoires agréés tendent généralement vers 1 à 2 ng/l pour les composés quantitatifs. Le laboratoire de l'ISSeP rapporte à ce jour une LoQ dans l'eau de 0,5 ng/l à 1,5 ng/l par composé. Cette limite est dépendante des blancs qui peuvent être obtenus. La méthode NBN ISO 21675 :2020, renseigne une limite du même ordre de grandeur. Une limite plus élevée de 10 ng/l peut être rapportée pour certains composés, comme par exemple le HFPO-DA (GenX) dans l'eau souterraine.

La limite de rapportage diffère quant à elle de la limite de quantification et peut être plus élevée en raison d'une dilution de l'échantillon par exemple. Dans certains cas, la

limite de rapportage est égale à la limite de quantification mais ce n'est pas toujours le cas.

En ce qui concerne la méthode WAC/IV/A/026, et plus particulièrement pour le TFA, la limite de quantification fixée par la méthode est de 4 µg/l. En pratique, cette limite de quantification peut descendre à 0,5 – 1 µg/l, mais avec une incertitude de mesure plus élevée.

Sols

La méthode CMA/3/D fait référence à la méthode CMA/6/A (Annexe D.16) qui renseigne des limites de rapportage de 0,5 à 4 µg/kg MS selon les composés. En date du 30 janvier 2024, la limite de rapportage pour un PFAS quantitatif, communiquée par les laboratoires agréés, est de 0,5 µg/kg MS, alors que celle pour un PFAS indicatif est de 4 µg/kg MS.

3.8) Interprétation des analyses AOF/EOF et des analyses TOP

Analyses TOP

L'approche par analyse TOP est complémentaire de l'approche ciblée. Ces analyses ne peuvent être interprétées sans une analyse conjointe des méthodes spécifiques.

Cette méthode permet de simuler ce qui pourrait être observé à long terme dans l'environnement et de mettre en évidence les composés qui ne sont pas déterminés dans l'analyse spécifique des composés traceurs mais qui pourraient générer des perfluorés à chaîne 'raccourcie' par le processus d'oxydation.

L'article suivant décrit de manière détaillée l'interprétation des « TOP assays » : Digging deep—implementation, standardisation and interpretation of a total oxidisable precursor (TOP) assay within the regulatory context of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil, Göckener et al., 2022

Points positifs :

- La méthode permet de « visualiser » de nombreux précurseurs qui ne sont pas couverts par les analyses spécifiques à ce jour
- Tout comme d'autres méthodes qualitatives (AOF/OEF, TF et TOF, ...), elle permet de faire le bilan entre la somme des concentrations en PFAS analysés par les méthodes quantitatives et la « concentration totale » en PFAS. En cas de différence importante, cela peut indiquer que des substances présentes en concentration importante dans le milieu ne sont pas identifiées par les méthodes quantitatives. Cette information devra mener à des investigations

complémentaires : analyse historique des composés utilisés, screening qualitatif, analyses spécifiques quantitatives, ...

- La méthode permet d'estimer un « réservoir de PFAS » dans le sol et d'apprécier le risque de lessivage à long terme des eaux souterraines

Points négatifs:

- La méthode n'est pas standardisée à ce jour (pas de normes ISO ou CEN). Les méthodes peuvent différer d'un laboratoire agréé à un autre. De plus, certains laboratoires agréés signalent que les résultats peuvent également varier au sein d'un même laboratoire.
- Les processus de dégradation initiés par la méthode TOP peuvent différer des processus de dégradation naturels. Ainsi, il ne peut être affirmé que les molécules obtenues à l'issue du « TOP assay » seront forcément celles retrouvées à long terme dans les eaux souterraines suite au lessivage. On ne peut donc établir aucun facteur de proportionnalité directe entre les résultats TOP et les analyses spécifiques de traceurs
- Il s'agit d'une méthode qualitative dont les concentrations ne peuvent être directement comparées à une norme
- Les limites de quantification des analyses TOP sont actuellement assez élevées, ce qui peut être préjudiciable à l'interprétation des résultats
- Certains PFAS ne sont pas oxydables, ou pas complètement

Analyses AOF / EOF

Les AOF/EOF sont une méthode d'indice qui permet de déterminer la quantité de fluor organique présent dans l'échantillon. Cette méthode permet de mettre en évidence la présence, éventuellement conséquente, de composés fluorés, qu'ils soient poly- ou per-fluorés. Les résultats sont exprimés en quantité de fluor mais la proportion de fluor par molécule de perfluoré varie évidemment en fonction de la longueur de la chaîne. Il est donc compliqué, voire impossible d'extrapoler de tels résultats en termes de quantités de PFAS.

Cette approche ne peut être associée à une valeur limite établie sur base d'un effet sanitaire.

En partant à l'inverse de la détermination spécifique des composés traceurs, on pourrait théoriquement calculer la quantité de fluor et comparer avec le résultat de l'AOF. On saurait alors si la contribution de ces composés à l'ensemble est essentielle ou marginale. Cela reste évidemment théorique et contraint par la présence de fluorures organiques et par la limite de quantification de la méthode d'indice.

A ce jour, la DAS ne dispose pas d'un retour d'expérience suffisant pour définir laquelle des analyses AOF/EOF ou des analyses TOP est la plus pertinente à réaliser. La situation doit être appréciée au cas par cas par l'expert.

3.9) Numéros CAS et nomenclature, formes acides et anioniques, formes linéaires et ramifiées

Formes acides et anioniques

Les PFAS sont pour la plupart des acides organiques pouvant se dissocier. Ils sont identifiés sous leur forme anionique (base conjuguée) ou protonée (acide) via des numéros CAS différents. La forme anionique est généralement la forme la plus répandue aux pH observés dans l'environnement⁴.

Cette base anionique peut également être présente sous la forme de différents sels, qui porteront chacun un numéro CAS spécifique.

Par exemple, pour le PFOS :

- Perfluorooctane sulfonic acid [1763-23-1] ;
- Perfluorooctane sulfonate [45298-90-6] ;
- Ammonium heptadecafluorooctanesulphonate [29081-56-9] ;
- Potassium heptadecafluorooctane-1-sulphonate [2795-39-3] ;
- ...

Quand on parle d'un PFAS donné, il s'agira dans ce document d'un terme générique qui englobe à la fois la forme acide, la forme anionique et les sels.

Le tableau suivant permet de faire le lien entre les formes acides et anioniques pour un PFAS donné. Ce tableau peut être utile pour faire la correspondance entre le numéro CAS communiqué par le laboratoire et celui communiqué dans le présent document.

⁴ Analyse des risques de présence de per- et polyfluoroalkyles (PFAS) dans l'environnement, IGEDD, rapport n°014323-01, décembre 2022

Forme anionique				Forme protonée			
nomenclature	numéro CAS	Formule chimique	Abréviation	nomenclature	numéro CAS	Formule chimique	Abréviation
Perfluorobutane sulfonate	45187-15-3	C4F9SO3-	PFBS-	Perfluorobutane sulfonic acid	375-73-5	C4F9SO3H	PFBS
Perfluorohexane sulfonate	108427-53-8	C6F13SO3-	PFHxS-	Perfluorohexane sulfonic acid	355-46-4	C6F13SO3H	PFHxS
Perfluoroheptane sulfonate	146689-46-5	C7F15SO3-	PFHpS-	Perfluoroheptane sulfonic acid	375-92-8	C7F15SO3H	PFHpS
Perfluorooctane sulfonate	45298-90-6	C8F17SO3-	PFOS-	Perfluorooctane sulfonic acid	1763-23-1	C8F17SO3H	PFOS
Perfluorodecane sulfonate	126105-34-8	C10F21SO3-	PFDS-	Perfluorodecane sulfonic acid	335-77-3	C10F21SO3H	PFDS
Perfluoro butanoate	45048-62-2	C3F7COO-	PFBA-	Perfluoro butanoic acid	375-22-4	C3F7COOH	PFBA
Perfluoro pentanoate	45167-47-3	C4F9COO-	PFPeA-	Perfluoro pentanoic acid	2706-90-3	C4F9COOH	PFPeA
Perfluoro hexanoate	92612-52-7	C5F11COO-	PFHxA-	Perfluoro hexanoic acid	307-24-4	C5F11COOH	PFHxA
Perfluoro heptanoate	120885-29-2	C6F13COO-	PFHpA-	Perfluoro heptanoic acid	375-85-9	C6F13COOH	PFHpA
Perfluoro octanoate	45285-51-6	C7F15COO-	PFOA-	Perfluoro octanoic acid	335-67-1	C7F15COOH	PFOA
Perfluoro nonanoate	72007-68-2	C8F17COO-	PFNA-	Perfluoro nonanoic acid	375-95-1	C8F17COOH	PFNA
Perfluoro decanoate	73829-36-4	C9F19COO-	PFDA-	Perfluoro decanoic acid	335-76-2	C9F19COOH	PFDA
Perfluoro undecanoate	196859-54-8	C10F21COO-	PFUnDA-	Perfluoro undecanoic acid	2058-94-8	C10F21COOH	PFUnDA
Perfluoro dodecanoate	171978-95-3	C11F23COO-	PFDODA-	Perfluoro dodecanoic acid	307-55-1	C11F23COOH	PFDODA
Perfluoro tridecanoate	862374-87-6	C12F25COO-	PFTTrDA-	Perfluoro tridecanoic acid	72629-94-8	C12F25COOH	PFTTrDA
Perfluoro tetradecanoate	365971-87-5	C13F27COO-	PFTeDA-	Perfluoro tetradecanoic acid	376-06-7	C13F27COOH	PFTeDA

Perfluorooctane sulfonamide	754-91-6	C ₈ H ₂ F ₁₇ NO ₂ S	PFOSA	Perfluorooctane sulfonamide	754-91-6	C ₈ H ₂ F ₁₇ NO ₂ S	PFOSA
2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoate	122499-17-6	C ₄ F ₁₁ COCOO-	HFPO-DA-	Hexafluoropropylene oxide dimer acid	13252-13-6	C ₆ F ₁₁ O ₃ H	HFPO-DA
6:2 Fluorotelemer sulfonate	27619-97-2	C ₈ H ₄ F ₁₃ SO ₃ -	6:2 FTS-	6:2 Fluorotelemer Sulfonic Acid	27619-97-2	C ₈ H ₄ F ₁₃ SO ₃ H	6:2 FTS
Ammonium 4,8-Dioxa-3H-perfluoro nonanoate	958445-44-8	C ₇ H ₅ F ₁₂ NO ₄	ADONA-	4,8-Dioxa-3H-perfluorononanoic acid	919005-14-4	C ₇ H ₂ F ₁₂ O ₄	DONA

Formes linéaires et ramifiées

Certains PFAS, et notamment le PFOA, présentent de nombreux isomères de constitution. Chaque isomère de constitution est identifié par un numéro CAS spécifique.

Les valeurs limites sont définies dans le présent document par rapport à l'isomère de constitution linéaire.

Pour les PFAS présentant potentiellement un mélange d'isomères linéaires et ramifiés, les laboratoires rapportent les concentrations pour la somme des isomères de constitution. **C'est cette somme des isomères linéaires et ramifiés qui doit être interprétée par l'expert, et qui doit être comparée à la valeur limite établie pour l'isomère linéaire.**

4) Valeurs limites

Point d'attention important

Un accord politique provisoire a été conclu le 23 septembre 2025 entre le Conseil européen et le Parlement européen sur une proposition de directive visant à réviser et à mettre à jour les listes des polluants qui menacent les eaux de surface et les eaux souterraines ainsi que les normes réglementaires correspondantes.

Cette proposition induirait les modifications suivantes par rapport aux recommandations reprises dans les lignes directrices PFAS actuelles :

- Eaux de surface :

- Ajout du TFA à la somme des 24 PFAS ;
- EQS (environmental quality standard) de 0.0044 µg/l pour la somme des « PFOA équivalents » ;
- cette somme est constituée, pour les 25 PFAS repris dans ce calcul, de la somme de chaque PFAS multiplié par son RPF (relative potency factor).

- Eaux souterraines :

- Maintien de la somme des PFAS (20) et somme des PFAS quantifiables ;
- ajout d'un GQS (groundwater quality standard) de 0.0044 µg/l pour la somme PFAS(4), visant les 4 substances suivantes : PFHxS, PFOS, PFOA, PFNA.

L'accord provisoire est disponible ici :

<https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-13706-2025-INIT/en/pdf>

Les RPF PFOA sont disponibles sur le site du RIVM : <https://www.rivm.nl/pfas/rpf>

Cet accord provisoire doit encore être approuvé par le Conseil et le Parlement européen, avant d'être formellement adopté et d'entrer en vigueur. Les États membres devront transposer la directive en droit national avant le 21 décembre 2027.

Une évaluation de ces valeurs et de leur implication doit être faite par le Département du Sol et des Déchets, en concertation avec le Département de l'Environnement et de l'Eau, l'ISSeP et la SPAQuE. En conséquence, les valeurs limites pour les eaux souterraines et les eaux de surface n'ont à ce stade pas fait l'objet d'une mise à jour.

4.1) Eaux souterraines

Calculs de somme

Les concentrations en PFAS dans les eaux souterraines, à l'exclusion du TFA, doivent être interprétées sur base de 2 calculs de somme.

Les valeurs limites VLnappe pour ces sommes sont basées sur les normes européennes - European Drinking Water Directive (2020/2184) - transcrites dans le Code de l'Eau.

- Somme des PFAS (20) : 0,1 µg/l ;
- Somme des PFAS quantifiables : 0,5 µg/l.

Toute substance dont la concentration est supérieure à la limite de rapportage atteinte par le laboratoire agréé doit être reprise dans le calcul des sommes.

Pour rappel (section 3.7), la limite de quantification à atteindre par les laboratoires agréés se situe entre 0,5 et 2 ng/l pour un PFAS quantitatif. Ce n'est donc pas la LoQ de 10 ng/l par composé fixée par la norme WAC/IV/A/025 qui est prise en compte pour le calcul des sommes, mais bien la concentration reprise dans le certificat d'analyse du laboratoire agréé.

Dans certains bulletins analytiques, la limite de rapportage atteinte par un laboratoire agréé peut être significativement plus élevée pour un PFAS donné. Dans ce cas de figure, l'expert doit alors prendre contact avec le laboratoire agréé pour connaître les raisons de cette augmentation de limite de rapportage. Une appréciation au cas par cas doit ensuite être réalisée par l'expert pour décider si une contre-analyse est nécessaire ou non, et si la somme des PFAS doit être calculée avec ou sans ce PFAS précis.

La somme des PFAS quantifiables est calculée pour l'ensemble des PFAS quantifiés par la méthode analytique WAC/IV/A/025. Si des composés supplémentaires sont

quantifiés par une autre méthode spécifique, par exemple une analyse du 6 :2 FTOH, leurs concentrations doivent également être prises en compte dans la somme des PFAS quantifiables.

Cas du TFA

En ce qui concerne le TFA, la DAS recommande de ne pas l'inclure dans la somme des PFAS quantifiables dans l'eau souterraine. La DAS recommande une valeur signal spécifique pour le TFA de 2,2 µg/l. Cette valeur, déterminée par le RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu), a été recommandée comme valeur guide par le Conseil Scientifique Indépendant (CSI) PFAS le 20 août 2024 et est appliquée par le SPW ARNE comme valeur guide pour la surveillance de la qualité des eaux de distribution.

En cas de dépassement de cette valeur signal, l'expert est invité à prendre contact avec la DAS. Il est à noter qu'une valeur limite est en cours de détermination, et que la valeur signal de 2,2 µg/l sera remplacée une fois la valeur limite définie.

Volatilisation et nappes non exploitables

La majorité des PFAS ne sont pas considérés comme volatils, sur base de la convention reprise dans le GRER-B1 (un polluant présentant une pression de vapeur supérieure à 10Pa à 20°C est considéré comme volatil). En conséquence, aucune VL_{nappe_volatilisation} n'est fixée pour les PFAS.

Toutefois, certains PFAS spécifiques, comme les FTOH, sont considérés comme volatils et une VL_{nappe_volatilisation} est alors fixée (cfr section 6.7).

Aucune valeur pour les nappes non exploitables n'est fixée pour les PFAS.

4.2) Sol

Aucune norme européenne n'a été définie, ou n'est en cours d'élaboration, pour le sol.

A ce jour, aucune valeur limite n'est proposée pour la somme des PFAS dans le sol. Il y a donc lieu de considérer les concentrations polluant par polluant.

La règle de base pour la valeur limite sol (VL sol) est de prendre la valeur minimale entre la VLH (valeur limite pour la protection de la santé humaine) et la VLN (valeur limite pour la protection des eaux souterraines – risque de lessivage).

Ces valeurs limites spécifiques sont les suivantes :

- I. **PFOS, PFOA, PFDA, PFHxS, PFNA** : valeurs limites déterminées conformément aux protocoles mis en place pour l'ensemble des PNN. Ces valeurs sont déclinées pour les 5 types d'usages pour la VLH et ont été calculées au moyen du logiciel S-Risk.

II. 15 PFAS additionnels

PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFHpS, PFDS, PFOSA, 6:2 FTS, 8:2 FTS, HFPO-DA (GenX)

Pour ces PFAS, une VLH et une VLN uniques sont proposées. Ces valeurs sont basées sur le travail réalisé par l'Etat de Hawaii (USA) en décembre 2022⁵. En effet, suite à une analyse approfondie des systèmes normatifs nationaux et internationaux par la SPAQuE, il s'agit du système normatif jugé le plus adéquat et le plus complet à ce jour, permettant d'accéder à des Valeurs Limites pour 15 composés en plus de PFOS, PFOA, PFDA PFHxS et PFNA (source : ITRC, July 2021, recueil des valeurs limites réglementaires dans le monde).

La VLH est unique et correspond à un scénario « unrestricted land use » (soit l'équivalent d'un scénario résidentiel – « *considered adequate for residential housing, schools, medical facilities, day-care centers, parks and other sensitive uses* »). La VLN est également unique et tient compte d'une source d'eau potable ainsi que d'une décharge de cette eau souterraine dans un système hydraulique de surface localisé à une distance inférieure à 150 m.

A terme, ces PFAS seront réévalués en fonction des protocoles PNN, si toutefois les données toxicologiques et physico-chimiques pour ces composés sont disponibles et sont jugées suffisamment robustes.

- III. Pour le **solde des PFAS** pour lesquels aucune valeur limite n'est proposée, il est recommandé d'établir le double de la limite de rapportage (LR) comme valeur limite pour chaque composé considéré individuellement. Cette LR est fixée à 0,5 µg/kg MS pour les paramètres quantifiables (cfr section 2.6) **et à 4 µg/kg MS pour les paramètres indicatifs.**

L'expert doit revenir vers le laboratoire agréé en cas de limite de rapportage supérieure à cette valeur.

- IV. Règle additionnelle : si un calcul de valeur limite aboutit à une valeur limite inférieure à la limite de rapportage, alors cette valeur limite est fixée à la limite de rapportage.
- V. Les valeurs limites pour le TFA sont en cours de détermination. Aucune valeur transitoire n'est fournie. En cas de concentration supérieure à la limite de rapportage pour le TFA dans le sol, l'expert est invité à contacter la DAS.
- VI. Les valeurs limites sont arrondies à un chiffre décimal, en cohérence avec les données analytiques. **Toute concentration supérieure ou égale à la valeur limite est considérée comme un dépassement de cette valeur limite.**

L'ensemble des valeurs limites est résumé dans le tableau ci-dessous en [µg/kg MS].

⁵ Interim Soil and Water Environmental Action Levels (EALs) for Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs), State of Hawaii, December 29, 2022

N° CAS*	Nomenclature	VLH unrestricted land use	VLH (Type I - usage naturel)	VLH (Type II – usage agricole)	VLH (Type III – usage résidentiel)	VLH (Type IV – usage commercial / récréatif)	VLH (Type V – usage industriel)	VLN	VL sol
Points d'attention - Unité : [µg/kg MS] - LR = limite de rapportage									
375-22-4	PFBA	4800	-	-	-	-	-	99	99
2706-90-3	PFPeA	510	-	-	-	-	-	3,1	3,1
307-24-4	PFHxA	630	-	-	-	-	-	3,3	3,3
375-85-9	PFHpA	25	-	-	-	-	-	0,3	0,3 0,5 (LR)
335-67-1	PFOA (isomère linéaire)	-	2236	0,8	30,9	2236	2163	0,5	0,5
-	PFOA total	Idem PFOA linéaire							
375-95-1	PFNA	-	315,8	0,1	3,4	315,8	1818	0,6	0,6 (0,1 0,5 pour type II (LR))
335-76-2	PFDA	-	79,6	0,1	1,5	79,7	244,3	0,1	0,1 0,5 (LR)
2058-94-8	PFUnDA	6,3	-	-	-	-	-	4,5	4,5
307-55-1	PFDoDA	8,4	-	-	-	-	-	1.00E+09	8,4
72629-94-8	PFTTrDA	8,4	-	-	-	-	-	1.00E+09	8,4
376-06-7	PFTeDA	84	-	-	-	-	-	1.00E+09	84
67905-19-5	PFHxDA	-	-	-	-	-	-	-	1
375-73-5	PFBS	380	-	-	-	-	-	3,1	3,1
2706-91-4	PFPeS	-	-	-	-	-	-	-	1
355-46-4	PFHxS (isomère linéaire)	-	315,8	0,2	2,3	315,8	1903	0,4	0,4 (0,2 pour type II) 0,5 (LR)
-	PFHxS total	Idem PFHxS linéaire							
375-92-8	PFHpS	13	-	-	-	-	-	4,1	4,1
1763-23-1	PFOS (isomère linéaire)	-	1493	0,4	21,5	1493	2964	1,0	1,0 (0,5 (LR) pour type II)
-	PFOS total	Idem PFOS linéaire							
68259-12-1	PFNS	-	-	-	-	-	-	-	1
335-77-3	PFDS	13	-	-	-	-	-	13	13
79780-39-5	PFDoDS	-	-	-	-	-	-	-	1

754-91-6	PFOA (isomère linéaire)	15	-	-	-	-	-	50000	15
-	PFOA total	Idem PFOA linéaire							
31506-32-8	MePFOSA (isomère linéaire)	-	-	-	-	-	-	-	1
	MePFOSA total	Idem MePFOSA linéaire							
4151-50-2	EtPFOSA (isomère linéaire)	-	-	-	-	-	-	-	1
-	EtPFOSA total	Idem EtPFOSA linéaire							
2355-31-9	MePFOSAA	-	34.000	(*)	360	34.000	280.000	160	160
2991-50-6	EtPFOSAA	-	34.000	(*)	360	34.000	280.000	220	220
757124-72-4	4:2 FTS	-	-	-	-	-	-	-	1
27619-97-2	6:2 FTS	490	-	-	-	-	-	120	120
39108-34-4	8:2 FTS	490	-	-	-	-	-	120	120
678-41-1	8:2diPAP	-	-	-	-	-	-	-	1
120226-60-0	10:2 FTS	-	-	-	-	-	-	-	1
13252-13-6	HFPO-DA - GenX	3,8	-	-	-	-	-	0,01	0,01 0,5 (LR)
919005-14-4	DONA	-	-	-	-	-	-	-	1
646-83-3	PFECHS	-	-	-	-	-	-	-	1
30334-69-1	PFBSA								1
68298-12-4	MePFBSA								1
41997-13-1	PFHxSA								1
16517-11-6	PFODA								8
57677-95-9	6:2 diPAP								8
943913-15-3	6:2/8:2 diPAP								8
159381-10-9	MePFBSAA								8
749786-16-1	PFUnDS								8
791563-89-8	PFTrDS								8
647-42-7	6:2 FTOH (**)	-	380.000	(*)	1600 (***)	19.000	19.000	5200	5200
678-39-7	8:2 FTOH (**)	-	370.000	(*)	520 (***)	370.000	1.700.000	3200	3200

(*) La valeur limite pour l'usage agricole n'est pas définie suite à l'absence de données fiables (BCF et BTF)

(**) Ces 2 substances ne font pas partie du paquet analytique CMA/3/D

(***) cette valeur limite est limitée à un contexte résidentiel sans jardin potager

4.3) Eaux de surface

Dans certains cas de figure, l'expert est amené à contrôler la qualité des eaux de surface.

Il est recommandé, pour les mesures d'eaux de surface, de réaliser des campagnes d'analyses synchrones et de procéder à des mesures de débit.

Cours d'eau

Dans l'attente de la transposition de la Directive européenne (cfr encart en début de section), il est recommandé de procéder à l'analyse des PFAS (25), pressentis pour être repris dans cette norme, tels que listés dans le tableau de la section 2.1.

La somme des PFAS (25) peut être comparée à la valeur guide de 0,1 µg/l.

Rejets

L'analyse des rejets industriels peut être utile pour :

- Identifier un risque de pollution du sol et de l'eau souterraine. En effet, si le rejet présente des concentrations significatives en PFAS, cela peut signifier un risque de pollution du sol par l'activité en place ;
- En cas de cours d'eau dégradé par des PFAS, évaluer si ce cours d'eau est pollué par des rejets et/ou une dispersion des pollutions du sol et de l'eau souterraine.

Aucune valeur guide n'est recommandée pour l'interprétation des concentrations en PFAS dans les rejets. En effet, les normes de rejet sont calculées spécifiquement par la Direction des Eaux de Surface pour chaque établissement.

5) Etudes décret sols

5.1) Etude d'orientation

Phase 1 – étude préliminaire

Une activité identifiée comme à risque pour les PFAS n'implique pas nécessairement des investigations.

Par contre, elle implique obligatoirement, au stade de l'étude préliminaire, une analyse détaillée répondant aux critères suivants :

- I. Analyse des activités historiques et actuelles au droit du terrain : les activités peuvent-elles mener à un risque de relargage de PFAS dans l'environnement : sol/eau souterraine/eaux de surface/air ?
- II. Y a-t-il, ou y a-t-il eu, des exercices incendie au droit du terrain ? Si oui, l'expert doit démontrer si des mousses avec PFAS ont été utilisées ou non.
- III. Y a-t-il, ou y a-t-il eu, des systèmes d'extinction incendie au droit du terrain (bidons émulseurs, sprinklage, ...) ? Si oui, l'expert doit démontrer si ces systèmes utilisent des mousses avec PFAS ? Si oui, est ce que ces systèmes peuvent entraîner un risque de relargage de PFAS dans l'environnement ?
- IV. Y a-t-il, ou y a-t-il eu, des incendies au droit du terrain ? Si oui, est ce que les services pompiers ont utilisés des mousses avec PFAS ? Un document d'attestation des pompiers doit être fourni.

Si l'expert ne peut pas démontrer l'absence de risques liés aux PFAS pour chacune de ces étapes, alors des analyses du sol et/ou de l'eau souterraine sont requises.

Phase 2 : Investigations

La valeur limite pose le diagnostic de la pollution. Toute concentration en PFAS supérieure à une valeur limite doit être considérée comme une pollution.

Il sera souvent pertinent d'employer une stratégie dérogatoire pour l'investigation des PFAS suite au comportement de ces substances, mais également en regard des coûts d'analyses.

Une visite de terrain approfondie est cruciale, en particulier pour les sources potentielles de pollution liées à l'utilisation des mousses d'extinction, afin d'établir le comportement d'écoulement des mousses d'extinction lors des exercices/incidents, afin d'établir les zones d'écoulement et les exutoires et de placer les investigations au droit des SPP : zones de réception des écoulements, bassin d'orage, STEP, ...

La surface d'infiltration et de lessivage dans le sol peut être assez limitée mais, une fois la nappe d'eau souterraine atteinte, le panache de dispersion dans l'eau

souterraine peut être assez large. Dès lors, en cas de présence d'une nappe d'eau superficielle, il est recommandé de privilégier en phase d'orientation les investigations dans cette nappe d'eau superficielle, à plus forte raison si la localisation des sources potentielles de pollution n'est pas clairement définie. Les investigations dans le sol sont complémentaires et visent les sources potentielles de pollution précisément localisées.

Il convient également d'établir un modèle conceptuel du site tenant compte des cibles santé humaine/environnement prioritaires suivantes :

- Zone résidentielle
- Nappe d'eau souterraine exploitable
- Captage d'eau destiné à la distribution, et/ou zone de prévention de captage
- Cours d'eau
- Parcelles agricoles
- Zone naturelle protégée

Si des cibles prioritaires sont clairement identifiées, il est recommandé dès l'étude d'orientation de procéder à des prélèvements et analyses au droit de ces cibles : cours d'eau traversant le terrain (prélèvement amont/aval), captage d'eau à proximité immédiate hydrogéologique, ...

Cette approche permettra à l'expert de se prononcer sur la détection d'un risque pour la santé humaine et pour l'environnement dès l'étude d'orientation, et de recommander des mesures de suivi afin de mieux définir ce risque, voire des mesures de suivi pour gérer ce risque en urgence.

5.2) Etude de caractérisation

L'expert doit viser une délimitation de l'ensemble des pollutions. Toutefois, son plan d'investigations doit être orienté risques, en regard des cibles prioritaires définies dans la section 5.1. La délimitation doit être précise pour un usage sensible du sol, comme des parcelles agricoles ou résidentielles. Elle peut être moins précise pour un usage moins sensible, comme une exploitation industrielle.

La valeur limite est le critère par défaut de délimitation des pollutions. Toutefois, dans certaines situations, l'expert pourrait être amené à proposer un autre critère de délimitation. L'expert devra alors proposer un argumentaire détaillé, qui fera l'objet d'une validation par la DAS.

Si l'expert démontre que la pollution du sol en PFAS est liée à la qualité du remblai, et non à une tache de pollution, il peut retenir une stratégie CAR1 conformément au GREC, et définir des concentrations représentatives sur base de la méthodologie

« remblai » (pour autant que les PFAS quantifiés ne soient pas considérés comme volatils).

5.3) Prise en compte des risques de contamination des échantillons et des potentiels bruit de fond/pollutions extérieures

5.3.1) Prélèvement des échantillons

La réalisation des forages et le prélèvement des échantillons de sol doivent être faits de manière à éviter toute contamination de l'échantillon avec un matériau contenant des PFAS.

Des recommandations provisoires ont été définies par le laboratoire de référence de l'ISSEP en décembre 2024 et sont reprises ci-dessous. Il est demandé aux experts et laboratoires de prendre en compte ces recommandations dans la mesure du possible.

Recommandations générales

Vérifiez auprès du fournisseur ou sur la base d'analyses si le matériel que vous utilisez pour l'échantillonnage risque de contenir des PFAS. La présence de PFAS n'induit pas nécessairement un risque de contamination des échantillons, mais certains plastiques sont plus à risques que d'autres, notamment les LDPE ou PEBD (polyéthylène basse densité) et le PTFE (polytétrafluoroéthylène ou Teflon™) qui sont à proscrire.

Vêtements de pluie, de sécurité et autres

Aucune restriction n'est imposée concernant les éléments de protection individuels et les vêtements de pluie. Il y a toutefois lieu de prendre les précautions suivantes :

- Éviter le contact direct des EPI et des vêtements de protection avec l'échantillon et le matériel de prélèvement qui pourrait entrer en contact avec l'échantillon (acier, pots, ...) ;
- Éviter que l'eau de pluie ne s'écoule à travers les vêtements vers l'échantillon ;
- Ne pas laver les vêtements avec un assouplissant ;
- Seuls les gants non poudrés sont autorisés (nitrile) ;
- Dans la mesure du possible, les opérateurs de terrain n'utilisent aucun des produits suivants lors de la journée de prélèvement : cosmétiques, hydratants, crème pour les mains, crème solaire, anti-moustique, produits connexes.

Éléments de refroidissement

L'utilisation d'éléments de refroidissement (« pains de glace ») est autorisée dans les conditions suivantes :

- Utiliser uniquement des éléments de refroidissement durs (les éléments de refroidissement flexibles (cold pack, dispositif avec liquide de refroidissement) présentent un risque plus élevé de fissuration ;
- Les éléments de refroidissement ne présentent aucune fuite.

Matériel neutre et propre

Le matériel de prélèvement doit être composé de matériaux neutres (acier inoxydable de préférence) et non recouvert par un revêtement (peinture, coating, ...).

Pour le nettoyage du matériel, utiliser de l'eau de distribution et des détergents sans PFAS. L'utilisation de Deconex® n'est pas autorisée.

Échantillonnage de matériaux solides

Lors du prélèvement, il est recommandé d'éviter tout contact direct avec l'échantillon, y compris avec les gants. Il est donc nécessaire d'utiliser un outil nettoyé pour prélever l'échantillon.

Lors du remplissage des pots, les matériaux échantillonnés peuvent être placés dans des gouttières ou sur des films plastiques en PEHD pour autant qu'ils ne soient pas endommagés.

Échantillonnage des eaux souterraines

Pour l'échantillonnage d'eaux souterraines, les recommandations de la méthode P4 s'appliquent.

Les tuyaux de prélèvement peuvent influencer le résultat des mesures et il est recommandé d'utiliser en conséquence des tuyaux en HDPE. Ces tuyaux sont à remplacer entre chaque prélèvement. Par ailleurs, il est proscrit de les laisser en place dans l'ouvrage entre les prélèvements.

Pour les pompages profonds, il n'est pas possible d'exclure complètement la présence de certains composés douteux dans la ligne de pompage, d'autant plus que l'eau prélevée transite par la pompe. Toutefois, il est considéré que :

- 1) La surface de contact pompe/eau est faible ;
- 2) Le temps de contact pompe/eau est réduit ;
- 3) Une purge correcte doit permettre de limiter les effets liés à la présence de PFAS dans la pompe.

Sur base de ces considérations et de retours d'expériences de terrain de la SPAQuE, ne constatant pas de contaminations croisées après une purge correcte, il est recommandé de procéder à une purge complète et suffisante entre chaque prélèvement. Un nettoyage complet de la pompe après chaque prélèvement, à l'eau déminéralisée ou avec des agents chimiques, est jugé non opérationnel.

Lors de l'échantillonnage passif d'eau (souterraine), vous ne pouvez utiliser que des échantillonneurs passifs dont il a été démontré qu'ils ne laissent pas de PFAS au-dessus de la LOQ dans l'échantillon d'eau. Il est également recommandé de réaliser un blanc préalablement à la campagne pour s'en assurer.

Conservation des échantillons

La conservation et le transport des échantillons doivent être réalisés dans des contenants inertes au PFAS. Les recommandations suivantes s'appliquent donc :

- Lors de l'échantillonnage de sol ou de sédiment, utilisez du verre de couleur foncée, du PP ou du PEHD ou un revêtement (PVC) ou du PEHD (pas de doublure en Téflon™) ;
- Lors de l'échantillonnage des eaux souterraines, utilisez du PP ou du PEHD et un capuchon avec incrustation en PP ou en PEHD. Le verre brun est déconseillé.

Toutefois, il est important de préciser que les directives de conservation et de stockage des échantillons décrites dans la procédure P1 s'appliquent pleinement. Il appartient donc au laboratoire d'analyse de vous fournir des pots et flacons inertes aux PFAS.

Remarque liée à l'utilisation de bentonite

Une étude réalisée aux USA a mentionné le risque de contamination lié à l'utilisation de bentonite pour les piézomètres, plus exactement les granulés de bentonite enduits (*Radford et al., Determining the presence of PFAS in coated bentonite pellets, SAME*). Grâce à l'aide de certains experts agréés, qui se reconnaîtront à la lecture de cette information, il a pu être démontré que la majeure partie des bentonites utilisées en Belgique ne sont pas contaminées.

5.3.2) Prise de blancs

Vu les nombreux risques de contamination des échantillons et les limites de quantification très faibles des analyses quantitatives, il est suggéré d'utiliser des blancs pour toutes les études Décret Sols, afin d'éviter une surestimation du risque environnemental. Il ne s'agit pas d'une imposition. Cette pratique est surtout recommandée pour des concentrations du même ordre de grandeur que les valeurs limites.

Un blanc de terrain est au minimum recommandé. Il s'agit d'un contenant de référence qui accompagne les opérations de prélèvement de polluant afin de déterminer si une contamination est survenue lors de l'échantillonnage ou pendant le transport.

Le blanc de terrain doit être amené et manipulé sur le site d'échantillonnage, puis rapporté au laboratoire comme un échantillon. Les contenants de blancs de terrain doivent donc être ouverts sur le terrain, pendant environ la même période que les contenants d'échantillons lors du prélèvement. Ils doivent toujours accompagner les autres contenants, avant, pendant et après l'échantillonnage, ainsi qu'au retour des échantillons au laboratoire.

Pour chaque campagne de prélèvement d'eau souterraine, un contenant de référence est rempli d'eau purifiée et des agents de préservation appropriés. Etant donné que ce blanc inclut le test de la ligne de pompage d'eau, l'eau purifiée devra transiter par cette ligne. Ce blanc est réalisé une seule fois préalablement à la campagne. Un nouveau blanc doit être réitéré uniquement si des modifications sont apportées (changement des matériaux des tubes, changement de pompe, ...).

Pour chaque campagne de prélèvements de sol, un contenant de référence est rempli d'un échantillon de matière neutre (matériau garanti sans PFAS, par exemple du sable lavé) dans les mêmes conditions que les prélèvements de sol.

5.3.3) Bruit de fond/pollutions extérieures

Le prélèvement d'échantillons de sol et/ou d'eau souterraine en dehors des zones d'impacts présumés est pertinent. Il permet d'évaluer :

- Si des pollutions originaires de l'extérieur du terrain migrent vers le terrain ;
- S'il existe un bruit de fond supérieur aux limites de quantification, voire aux valeurs limites.

Un projet de détermination du bruit de fond en PFAS pour la Wallonie devrait être initié en 2025.

5.4) Etude de risques

5.4.1) Volet santé humaine

L'expert procède à une étude simplifiée des risques en comparant les concentrations représentatives aux VLH.

En cas de dépassements des VLH, une étude détaillée des risques est requise. Cependant, l'utilisation du logiciel S-Risk n'est actuellement possible que pour le PFOS, PFOA, PFDA, PFHxS et PFNA.

De manière pragmatique, l'étude des risques peut être réalisée premièrement pour le PFOA, PFOS, PFDA, PFHxS et PFNA pour lesquels l'expert dispose de données suffisantes pour réaliser l'étude de risques :

- 1) Si l'étude de risques conclut à une menace grave, l'expert peut choisir d'étendre cette conclusion aux autres PFAS présentant des dépassements de valeurs limites ;
- 2) Si l'étude de risques conclut à l'absence de menace grave pour le PFOA, PFOS, PFDA, PFHxS et PFNA, mais que d'autres PFAS présentent des dépassements de valeurs limites, alors un complément d'étude de risques sera requis.

En cas de nécessité d'une étude détaillée des risques, le scénario le plus restrictif est le suivant :

- Type IV : récréatif sport extérieur ;
- Type V : industriel lourd.

Des analyses complémentaires sont possibles :

- Pour les usages de type II et III, analyse de légumes et/ou de produits animaliers produits sur place (viande, œuf, ...) ;
- Pour l'usage de type I, analyse dans le biote.

En ce qui concerne le risque d'inhalation, les PFAS actuellement quantifiés par la méthode CMA/3/D ne sont pas considérés comme volatils. Seule une famille de PFAS est identifiée à ce jour comme volatile – les fluorotélomères alcools (FTOH), et singulièrement le 6:2 FTOH et le 8:2 FTOH – substances qui sont transformées microbiologiquement en PFAS perfluorés stables et non volatils. Selon le document technique « OECD PFAS Fact Cards » p59/104, le 6 :2 FTOH et le 8 :2 FTOH sont dégradés rapidement en perfluorés stables dans le sol (en conditions aérobies). Une étude de sols réalisée en 2025, visant un process industriel utilisant un mélange technique contenant du 8 :2 FTOH et ayant mené à une pollution significative du sol et de l'eau souterraine, confirme cette information. Vu la biodégradation rapide des composés, des analyses d'air du sol ne sont pas recommandées à ce stade. Toutefois, ce raisonnement ne peut être appliqué si l'expert a connaissance d'une pollution significative en FTOH dans le sol ou l'eau souterraine.

5.4.2) Volet santé humaine - Observations spécifiques pour les usages de type II et III

A. Considérations techniques

Concernant le transfert sol/plante, il a été observé que plus la chaîne C-F est longue, moins le composé semble s'accumuler dans la plante, ceci selon une pente différente pour les composés carboxyliques et sulfoniques. Ainsi, pour un légume donné, en l'absence de BCF pour le PFDA ($C_{10}HF_{19}O_2$), c'est le BCF du PFOA ($C_8HF_{15}O_2$) qui a été retenu, selon une approche conservatoire.

Concernant le transfert sol/animaux, il a été observé le phénomène inverse : plus la chaîne C-F est longue, plus le composé semble passer dans la viande. Ceci explique que la VL_H agricole du PFDA soit très faible (0,08 µg/kg MS) car le risque associé est lié à 94% à l'ingestion de viande et de lait.

Pour les VLH type II (usage agricole), trois éléments sont à retenir lors du MCS :

- La consommation de viande de bœuf, viande de mouton, beurre et lait provenant de l'élevage au droit du terrain est prise en compte par défaut ;
- La consommation d'œufs de poule n'est pas prise en compte par défaut ;
- La consommation de viande de porc et de volaille n'est pas intégrée dans S-Risk®.

Pour les VLH type III (usage résidentiel), la consommation d'œufs de poule n'est pas prise en compte par défaut.

En cas de mise sur le marché, les teneurs obtenues pour les produits animaliers doivent être comparées aux valeurs réglementaires européennes (règlement n°2022/2388 du 7 décembre 2022) et les obligations établies par l'Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire (AFSCA) doivent être respectées : <https://favv-afsca.be/fr/faq-pfas>.

B. VLH de type II

L'exposition par la consommation de produits d'élevage local représente l'exposition principale pour les chaînes fluoro-carbonées les plus longues.

Suite à ce constat, 2 types de VLH ont été calculées pour le type II, que l'expert peut prendre en compte dès le stade de l'ESR-SH :

- VLH « scénario agricole standard », prenant en compte toutes les voies d'exposition du scénario agricole ;
- VLH « scénario agricole sans production animale ».

Pour le calcul de cette VLH « scénario agricole sans animaux/lait à consommer », l'option « intake via locally meat and milk » est décochée dans l'onglet scénario de S-RISK®, ce qui revient donc à supprimer la voie d'exposition par ingestion de viande et de lait.

Unité [$\mu\text{g/kg MS}$]	VLH « scénario agricole standard »	VLH « scénario agricole sans production animale »
PFOA	0,77	13,72
PFOS	0,38	8,44
PFDA	0,08	0,72
PFNA	0,05	1,43
PFHxS	0,20	0,85

La prise en compte de cette VLH dans une étude de risque amène l'expert à évaluer la nécessité de la mesure de sécurité suivante : interdiction de production de viande et de lait à des fins de consommation humaine. Cela ne signifie pas qu'il ne peut pas y avoir des animaux au droit du terrain mais ces animaux ne doivent pas être destinés à la consommation humaine, que ce soit leur viande ou leur lait.

C. Prise en compte de la consommation d'œufs de poule produits au droit du terrain

Les VLH de type II et de type III ne tiennent pas compte de la présence d'un poulailler. La prise en compte de cette voie d'exposition pourrait mener à des VLH plus faibles.

L'évaluation des risques prédictive liée à la consommation d'œufs n'est pas réalisable avec le logiciel S-Risk® en raison de BTF non consolidés.

Cette évaluation pourrait être considérée suite à l'acquisition de concentrations en PFAS dans les œufs, via des mesures directes sur ces derniers. Ces résultats d'analyses sont alors encodés dans S-Risk® :

- Dans l'onglet « scénario », créer un scénario adapté et sélectionner la voie « Intake via locally produced eggs » (cette voie d'exposition est disponible pour les scénarios agricole et résidentiel mais non activée par défaut) ;
- Dans l'onglet « Concentrations », fenêtre « animal product », encoder les concentrations mesurées dans les œufs, pour évaluer l'exposition de l'auto-consommateur (éleveur/habitant en usage de type II ou habitant en usage de type III).

Aucun protocole d'échantillonnage et d'analyse et aucune recommandation spécifique n'existe actuellement pour la caractérisation des œufs autoproduits. **En**

conséquence, l'expert souhaitant réaliser ces mesures doit prendre contact avec la DAS pour une validation préalable du mode opératoire.

Si cette voie d'exposition n'est pas prise en compte dans l'étude de risques, la mesure de sécurité suivante doit être appliquée : interdiction de consommation d'œufs produits au droit du terrain.

5.4.3) Volet lessivage

L'expert peut dans un premier temps procéder à un ajustement des VLN selon la méthodologie du GRER pour autant que les données utilisées soient validées (Koc, COT du sol, ...).

En cas de dépassement de la VLN ou de la VLN ajustée, une menace grave de lessivage doit être considérée.

Ce constat peut toutefois être relativisé sur base d'un argumentaire pertinent s'appuyant sur la situation environnementale et les données acquises pour l'eau souterraine, conforté le cas échéant par des tests de lessivage.

Pour ces tests, le protocole d'analyse du VITO CMA/2/II/A.26 (ontwerp 05/2025) peut être mis en œuvre (<https://emis.vito.be/nl/erkende-laboratoria/bodem-en-afvalstoffen-ovam/compendium-cma>). En effet, ce protocole a fait l'objet d'une évaluation récente du VITO accompagnée d'un test inter-laboratoire.

Voici quelques explications complémentaires à prendre en compte pour la réalisation des tests de lessivage en laboratoire :

- Seuls les tests en agitation sont recommandés (les tests sur colonne sont à éviter) ;
- Les échantillons de sol ne doivent pas être séchés/déshydratés pour réaliser le test de lixiviation. Les tests seront donc à effectuer sur les échantillons tels qu'ils auront été reçus par le laboratoire. Si le sol prélevé est relativement sec, il ne sera pas nécessaire de l'humidifier et il sera considéré utilisable tel quel. En termes de prélèvement et de conditionnement, il n'y a pas d'implications particulières, les échantillons seront prélevés tel quel ;
- Les matériaux utilisés lors de l'échantillonnage, du transport et des tests doivent être exempts de PFAS ;
- Les récipients du test d'agitation doivent être en verre, polypropylène ou HDPE et les bouchons en PP ou HDPE ;
- Un échantillon blanc de matériel est à réaliser par campagne de prélèvements. Ce blanc de matériel correspond à un test d'agitation à blanc avec les équipements et le matériel utilisés pour la campagne d'analyse. Celui-ci vise à vérifier l'absence de libération de PFAS par les équipements et matériaux utilisés lors du test d'agitation.

Le nombre d'échantillons à prélever est défini selon les modalités du tableau 4 du GREC :

	Surface de l'impact en PFAS (en m ²)				
	0-1000	1000-5000	5000-10000	10000-50000	50000-100000
Nombre d'échantillon à soumettre au test de lessivage	1/(500m ²)	2+1/(2500m ²)	4+1/(5000m ²)	6+1/(10000m ²)	11+1/(50000m ²)

Les méthodes analytiques suivantes sont recommandées :

- Analyse du sol : CMA/3/D (attention, analyse obligatoire pour chaque échantillon soumis à un test de lessivage. En effet, l'expert va *a priori* prélever des échantillons de sol dans des zones qu'il a identifiées comme polluées. Toutefois, ces analyses sont néanmoins requises pour une meilleure interprétation des résultats des tests de lessivage) ;
- Analyse de l'éluat WAC/IV/A/025.

Les résultats des tests de lessivage (concentrations dans l'éluat) sont comparés aux valeurs limites pour les eaux souterraines.

Il peut être intéressant, pour affiner l'interprétation des données, de mesurer les paramètres physico-chimiques suivants – pH, teneurs en argile, teneur en MO – qui ont une influence sur la mobilité des PFAS dans le sol.

5.4.4) Volet dispersion

De manière pragmatique, l'évaluation de la dispersion peut être réalisée en première approche avec les outils simplifiés du GREC :

- Sans et avec considération de temps pour le PFOA, PFOS, PFDA, PFHxS et PFNA pour lesquels l'expert dispose de données suffisantes pour réaliser l'évaluation ;
- Avec considération du temps (pour les autres PFAS) en estimant le temps de parcours avec l'équation de Darcy.

Si une menace grave ne peut être exclue sur base de ces outils simplifiés, la procédure d'évaluation des risques de dispersion peut être poursuivie en s'appuyant sur des données plus spécifiques de terrain (monitoring de l'eau souterraine, propriétés du polluant, ...) qu'il y aura lieu de faire valider à l'administration.

5.5) Projet d'assainissement

Sur base des retours d'expérience en Belgique et en Europe, les techniques actuellement éprouvées sont les suivantes :

- Sol
 - o Excavation et traitement *ex situ* ou *on site* (physico-chimique ou thermique) ;

- Confinement/encapsulation ;
- Eau souterraine
 - Pump & treat (charbon actif et/ou résines ; osmose inverse) ;
 - Confinement / barrière réactive ;
- Eau de Surface
 - Traitement par charbon actif et/ou résines.

Il existe d'autres techniques en cours de développement, mais ces dernières ne sont pas encore appliquées en Belgique à grande échelle à la connaissance de la DAS. Les experts peuvent se référer à des rapports techniques, comme par exemple les rapports 8/24 et 5/21 du Concawe <https://www.concawe.eu/>

Il est possible de combiner des techniques de traitement et de confinement, voire de ne réaliser que du confinement. Attention toutefois aux mesures de monitoring associées au confinement, qui peuvent à long terme générer un coût très important.

La DAS est ouverte à toute discussion technique relative au dimensionnement de la variante d'assainissement, quelle que soit la technique envisagée, mais après approbation de l'étude de caractérisation/étude combinée.

6) Données toxicologiques et physico-chimiques

Les sections suivantes sont vouées à être adaptées suite à l'évolution des connaissances scientifiques sur ces polluants et à la mise à jour des VTR, en 2025, par le Comité VTR.

Les 5 substances suivantes - PFOS, PFOA, PFDA, PFHxS et PFNA - sont pré-encodées dans S-Risk, et l'ensemble des données toxicologiques et physico-chimiques sont reprises dans les « substance data sheets » mises en ligne <https://www.s-risk.be/documents.html>. Les informations reprises ci-dessous visent à fournir des explications supplémentaires quant à la sélection de certaines données spécifiques.

4 autres substances ont fait l'objet d'une analyse complète : 6 :2 FTOH, 8 :2 FTOH, EtFOSAA et MeFOSAA. Ces 4 substances ne sont pas pré-encodées dans S-Risk. En conséquence, l'ensemble des données sont reprises dans la présente section.

6.1) VTR PFOA et PFOS

Remarque importante : cette section ne tient pas encore compte de la publication en ligne le 30 novembre 2023 dans « The Lancet Oncology » de la révision du danger cancérigène pour le PFOA et le PFOS.

La famille des per-, polyfluoroalkyls est vaste. Elle comprend des molécules à longues ou à courtes chaînes, saturées ou non en fluor (OECD/UNEP, 2013). Les alkyls perfluorés sont des molécules dont tous les atomes de carbone, à l'exception du

groupement fonctionnel, sont saturés d'atomes de fluor (Buck 2011 cité par ANSES, 2017). L'acide perfluorooctanoïque (perfluorooctanoïc acid, PFOA) [335-67-1] et l'acide perfluorooctanesulfonique (Perfluorooctanesulfonic acid, PFOS) [1763-23-1] (Fig. 1.) sont les deux composés les plus souvent retrouvés au niveau environnemental et humain et les plus étudiés en termes de toxicité et d'écotoxicité (OECD/UNEP, 2013).

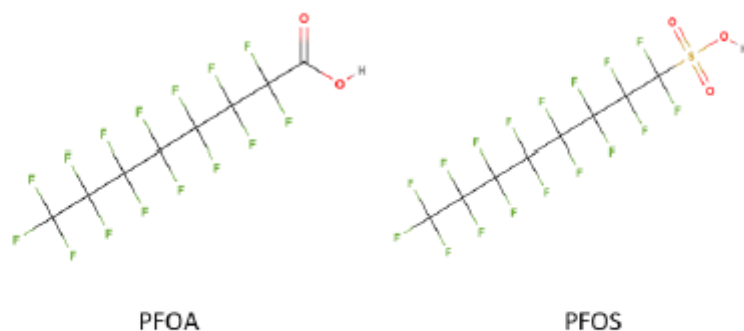


Figure 1. Représentations développées du PFOA et du PFOS.

L'IARC (2017) cite 11 isomères de position du PFOA ainsi que de nombreux sels sodique, potassique ou d'ammonium. Chaque isomère/sel possède un numéro CAS spécifique.

Analyse toxicologique par défaut.

L'analyse par défaut renseigne le PFOA comme cancérogène (H351 – Carc. 2, IARC 2B) (EU-ECHA et IARC, 2017). L'EU-ECHA classe également le PFOS comme cancérogène (H351 – Carc. 2). Seules des VTR orales avec seuil sont renseignées. Les VTR les plus conservatrices sont proposées par l'ATSDR (2018) ; elles s'établissent pour le PFOA à $3 \cdot 10^{-6}$ mg/kg·j et pour le PFOS à $2 \cdot 10^{-6}$ mg/kg·j. Ces VTR sont établies sur des effets reprotoxiques et sur le développement.

Aucune VTR n'est établie sur base d'un effet cancérogène ; aucune VTR n'est établie sur base d'une exposition par voie respiratoire.

Cancérogenèse

L'IARC classe le PFOA en catégorie 2B (L'agent est peut-être cancérogène pour l'Homme) sur base d'éléments de preuve limités tant chez l'Homme (cancers des testicules et du rein) que chez l'animal.

L'IARC (2017) prend en considération deux études épidémiologiques relatives à l'exposition professionnelle (par inhalation) au PFOA. L'étude de Steenland et Woksie (2012) n'est pas exploitable directement pour calculer un facteur de réponse cancérogène car l'exposition est établie sur base de la concentration sérique en PFOA. L'étude de Raleigh et al. (2014), ne conclut pas à l'existence d'une association entre les effets critiques observés et l'exposition au PFOA (en l'occurrence son sel d'ammonium [3825-26-1]). Toutefois, l'IARC (2017) considère que dans cette étude, le cancer de la vessie est associé à l'exposition au PFOA (sel d'ammonium) sur base

tant de l'incidence que de la mortalité bien qu'aucun de ces paramètres ne conduise au calcul d'un *hazard ratio* significatif.

Au vu des processus industriels mettant en oeuvre ces composés, il n'est pas aisé d'établir dans les études épidémiologiques la distinction entre exposition au PFOS et PFOA.

L'US-EPA (2016a), dans un *Health advisory* PFOA pour l'eau de boisson non repris dans IRIS, propose un OSF de $0,07 \text{ (mg/kg}\cdot\text{j)}^{-1}$ sur base de l'étude de Butenhoff (2012) analysant les tumeurs dans les cellules de Leydig chez le rat mâle. L'analyse (US-EPA BMDS) se base sur une BMDL04 HED et conduit apparemment à un OSF de $0,02 \text{ (mg/kg}\cdot\text{j)}^{-1}$ (sic). SPAQuE sélectionne la valeur la plus précautionneuse de $0,07 \text{ (mg/kg}\cdot\text{j)}^{-1}$.

Selon SPAQuE, le caractère cancérigène du PFOS n'est pas établi sur des données aussi solides que celles disponibles pour le PFOA. L'US-EPA (2016b) ne calcule d'ailleurs pas d'estimateur quantitatif du risque à l'instar de celui calculé pour le PFOA.

Un mécanisme d'action passant par une activation PPAR γ a été suggéré pour le PFOA et dans une moindre mesure pour le PFOS. SPAQuE estime, en première estimation, pouvoir utiliser l'estimateur quantitatif (OSF) proposé pour le PFOA pour le PFOS.

En l'absence de proposition d'IUR et au vu de l'inadéquation des données épidémiologiques, SPAQuE procède à une dérivation voie à voie à partir de l'OSF du PFOA calculé par l'US-EPA (2016). SPAQuE considère dans une approche précautionneuse que la biodisponibilité par voie respiratoire n'est pas inférieure à celle par voie orale et qu'en outre il n'y a pas d'effet de premier passage pulmonaire ni de *portal-of-entry effects*.

$$0,07 \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}\cdot\text{j}} \right]^{-1} \times \frac{20 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{j}} \right]}{70 \left[\text{kg} \right]} = 0,02 \left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right]^{-1}$$

La VTR respiratoire sans seuil des deux composés s'établit à $0,02 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$.

Effets non cancérigènes

L'approche par défaut ne renvoie aucune VTR relative à la voie respiratoire. De prime abord, il semble qu'il n'existe que des données relatives à des expositions professionnelles.

Le TCEQ (2011) propose des *long-term* ESL de $0,01 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ (PFOS) et $0,005 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ (PFOA) basées sur les limites d'exposition professionnelle allemandes MAK (DFG, 2018) de $0,01 \text{ mg/m}^3$ (PFOS) et $0,005 \text{ mg/m}^3$ (PFOA). Au niveau belge, l'A.R. du 11 mars 2002 n'établit qu'une VLEP pour le sel d'ammonium du PFOA [3825-26-1] à $0,01 \text{ mg/m}^3$.

La dérivation des VLEP MAK en VTR respiratoires (Pirard, 2016 ; US-NY DEC, 2001) conduit à des VTR respiratoires de $1,19 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ pour le PFOA et $2,38 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ pour le PFOS. Ces valeurs qui sont de l'ordre de grandeur de celles du TCEQ sont

retenues par SPAQuE. En l'absence d'autres informations, SPAQuE considère arbitrairement que ces valeurs sont développées à partir d'un effet systémique.

Conclusions : En 2019, les VTR retenues pour le PFOA et le PFOS sont :

PFOA

VTR orale systémique sans seuil : $0,07 \text{ (mg/kg}\cdot\text{j)}^{-1}$ (US-EPA 2016) ;
VTR respiratoire systémique sans seuil : $0,02 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (dérivation voie à voie) ;
VTR orale systémique à seuil : $3 \cdot 10^{-6} \text{ mg/kg}\cdot\text{j}$ (ATSDR 2018) ;
VTR respiratoire systémique à seuil : $1,19 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ (dérivation VLEP).

PFOS

VTR orale systémique sans seuil : $0,07 \text{ (mg/kg}\cdot\text{j)}^{-1}$ (US-EPA 2016 du PFOA) ;
VTR respiratoire systémique sans seuil : $0,02 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (dérivation voie à voie) ;
VTR orale systémique à seuil : $2 \cdot 10^{-6} \text{ mg/kg}\cdot\text{j}$ (ATSDR 2018) ;
VTR respiratoire systémique à seuil : $2,38 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ (dérivation VLEP).

Ces VTR sont susceptibles d'être revues prochainement, notamment en regard de la révision du danger cancérigène du PFOA et PFOS en novembre 2023.

Références

- ANSES, 2017. Avis de l'ANSES relatif à l'évaluation des risques sanitaires d'alkyls per- et polyfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine. Saisine n°2015-SA-0105. Paris, France.
- Arrêté royal du 11 mars 2002 relatif à la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs contre les risques liés à des agents chimiques sur le lieu de travail (MB 14.3.2002, Ed. 2; erratum M.B. 26.6.2002, Ed. 2).
- ATSDR, 2018. Toxicological Profile for Perfluoroalkyls. Draft for Public Comment. Atlanta, USA.
- Buck et al., 2011. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. Integrated Environmental Assessment and Management 7(4):513-541.
- Butenhoff et al., 2012. Chronic dietary toxicity and carcinogenicity study with ammonium perfluorooctanoate in Sprague-Dawley rats. Toxicology 298(1-3):1-13.
- DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft), 2018. List of MAK and BAT Values. Permanent Senate Commission for the Investigation of Health Hazards of Chemical Compounds in the Work Area. Report 54. Wiley-VCH / DFG. Bonn Allemagne.
- EU-ECHA, Base de données de l'inventaire "Classification & Labelling".
- IARC, 2017. Some Chemicals Used as Solvents and in Polymer Manufacture. Volume 110. Lyon, France.
- OECD/UNEP, 2013. Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals (PFCs). Paris, France.
- Pirard et al., 2016. A Simple Tiered Methodology for the Determination of Ambient Air Quality Guidelines. CLEAN Soil, Air, Water. 44(5): 464-473
- Raleigh KK et al., 2014. Mortality and cancer incidence in ammonium perfluorooctanoate production workers. Occup Environ Med. 71(7):500-6

6.2) VTR PFDA

L'acide perfluorodécanoïque (PFDA) [335-76-2] dénommé selon la nomenclature IUPAC *2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-nonadecafluorodecanoic acid* est un acide carboxylique perfluoré (Figure 1.)

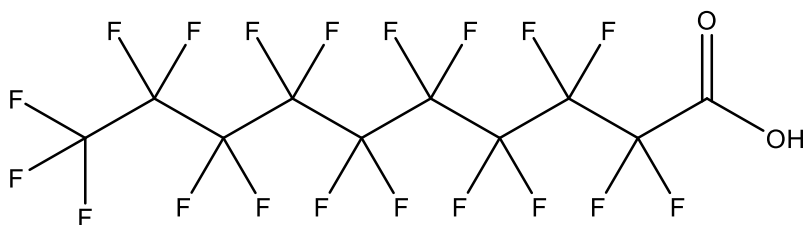


Figure 1. Acide perfluorodécanoïque

Le PFDA est ajouté à la liste des substances extrêmement préoccupantes depuis le 12 janvier 2017 sur base de sa toxicité sur la reproduction et de sa biopersistance (ECHA, 2016).

Effets sans seuil - cancérogénicité

Le PFDA est classé H351 par l'ECHA (ECHA, 2023) sans qu'aucune institution n'ait à notre connaissance établi d'OSF ou d'IUR. Faute de données brutes, nous recommandons l'usage de l'OSF du PFOA [335-67-1] tel que déterminé par l'OEHHA en 2019 à savoir $143 \text{ (mg/kg}\cdot\text{j)}^{-1}$ (OEHHA, 2019). Cette valeur n'est pas celle actuellement reprise dans la BD PNN pour le PFOA qui repose actuellement sur l'analyse de l'US-EPA (2016).

Effet à seuil et toxicocinétique

Du point de vue toxicocinétique, les paramètres des acides carboxyliques perfluorés varient avec la longueur de la chaîne fluorocarbonée. L'augmentation de la longueur de la chaîne implique une augmentation de la demi-vie d'élimination et une réduction de la clairance totale (Dzierlenga, 2020; Ohmori, 2003).

Nous n'avons pas identifié d'étude toxicologique après exposition chronique au PFDA. La TCEQ établit des VTR pour différents congénères des PFAS (TCEQ, 2016). La TCEQ base son approche sur celle développée par l'US-EPA pour le PFOA et le PFOS (US-EPA, 2009). L'US-EPA introduit une correction UF_{A-TK} basée sur le rapport de clairance (Cl) animal-homme (équation 1).

$$UF_{A-TK} = \frac{Cl_{animal}}{Cl_{Homme}}$$

Equation 1

Cette approche relevant du concept de Chemical-Specific Adjustment Factors (CSAFs) est légitime (Lipscomb et Ohanian, 2007). Toutefois, ni l'US-EPA, ni la TCEQ

ne dispose des valeurs humaine et animale de clairance. Cette dernière est donc estimée sur base de la relation entre clairance, constante d'élimination et volume de distribution (équation 2).

$$Cl = Ke \times Vd = \frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \times Vd$$

Equation 2

Le facteur UF_{A-TK} se calcule donc comme suit (équation 3)

$$UF_{A-TK} = \frac{t_{1/2\text{ Homme}}}{t_{1/2\text{ animal}}} \times \frac{Vd_{\text{animal}}}{Vd_{\text{Homme}}}$$

Equation 3

Toutefois, les auteurs ne disposant pas des volumes de distribution spécifiques aux espèces considérées, ils posent l'hypothèse d'une égalité des volumes de distribution. L'équation utilisée par l'US-EPA se simplifie donc à l'équation 4 (avec $Vd_{\text{animal}} = Vd_{\text{homme}}$). Cette simplification conduit à une expression de l' UF_{A-TK} qui ne correspond plus aux recommandations usuelles à savoir l'usage d'un rapport de clairance ou de Surface Sous la Courbe (SSC / AUC).

$$UF_{A-TK} = \frac{t_{1/2\text{ Homme}}}{t_{1/2\text{ animal}}}$$

Equation 4

Le facteur UF_{A-TK} ainsi calculé pour le PFOA pour un rongeur est de 81. La TCEQ étend ce facteur au PFDA. SPAQuE ne peut actuellement pas évaluer l'impact de l'absence de prise en considération des volumes de distribution.

La TCEQ établit sa VTR en comparant l'étude de Kawashima (Kawashima, 1995) qui est une étude subaiguë (1 semaine) analysant les impacts hépatiques (enzymatiques et macroscopiques (poids)) avec celle de Harris et Birnbaum (Harris et Birnbaum, 1989). Cette dernière est une étude de toxicité du développement menée chez la souris C57Bl/6N.

L'étude de Kawashima et al. ne présentant pas de NOAEL chiffré pour l'augmentation du poids du foie (effet critique), la TCEQ estime un NOAEL à 1,2 mg/kg.j. Faute d'informations complémentaires, SPAQuE suppose que ce NOAEL doit correspondre à un niveau d'exposition correspondant à une contamination de la nourriture à hauteur de 0,0025% (p/p) en PFDA (consommation journalière de nourriture d'un rat : 18 g ; poids de l'animal 0,350 kg). Ce choix est compatible avec les données présentées dans la publication. La TCEQ identifie et sélectionne ce NOAEL. La VTR (*provisional RfD*) calculée sur base d'un UF global de $8,1 \cdot 10^4$ est de $1,5 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.j. SPAQuE

souligne que l'UF global ne devrait pas, selon l'US-EPA, dépasser la valeur de 10^4 pour une RfD (US-EPA, 2002).

Dans l'étude de Harris et Birnbaum, les souris sont exposées par gavage durant les jours 10 à 13 de la gestation aux doses de 0,25 ; 0,5 ; 1,0; 2,0; 4,0; 8,0; 16,0 et 32,0 mg/kg·j et durant les jours 6 à 15 de la gestation aux doses de 0,03; 0,1 ; 0,3; 1,0; 3,0; 6,4 et 12,8 mg/kg·j. Sur base du LOAEL de Harris et Birnbaum (0,1 mg/kg·j pour une diminution du poids fœtal), la TCEQ calcule une VTR (*provisional RfD*) de $4,1 \cdot 10^{-6}$ mg/kg·j avec UF global de $2,43 \cdot 10^4$. SPAQuE ne peut expliquer l'origine de l'ensemble des UF utilisés.

La TCEQ sélectionne la VTR établie sur base de l'étude de Kawashima et al. alors que cette VTR est plus élevée que celle déduite sur base de l'étude de Harris et Birnbaum.

SPAQuE préfère se limiter à une analyse classique des données de reprotoxicité de Harris et Birnbaum. Sur base du LOAEL de 0,1 mg/kg·j et tenant compte d'une correction allométrique **pondérale** pour la composante toxicocinétique de l'UFA (UF_{A-TK}), des facteurs d'incertitude UF_{A-TD} (2,5), UFH (10) et UFL (10), la VTR orale systémique à seuil s'établit à $2,6 \cdot 10^{-4}$ mg/kg·j. SPAQuE n'applique pas de correction pour la durée d'exposition dans le cadre des études de reprotoxicité et considère bien cette VTR comme se rapportant à une exposition chronique (Kimmel et Kimmel, 1994).

Conclusions

Les VTR sélectionnées en janvier 2023 sont :

VTR orale sans seuil systémique (OSF) : $143 \text{ (mg/kg·j)}^{-1}$ (OEHHA, 2019 pour le PFOA)

VTR respiratoire sans seuil systémique (IUR) : $41 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (dérivation voie à voie)

VTR orale à seuil systémique chronique : $2,6 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg·j}$ (SPAQuE, 2023 sur base de Harris et Birnbaum, 1989)

VTR respiratoire à seuil systémique chronique : $9,1 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ (dérivation voie à voie)

Ces VTR sont susceptibles d'être revues dans le cadre d'une révision globale des PFAS.

Références

Dzierlenga AL, et al. (2020). Toxicokinetics of perfluorohexanoic acid (PFHxA), perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorodecanoic acid (PFDA) in male and female Hsd:Sprague dawley SD rats following intravenous or gavage administration. *Xenobiotica*. 50 (6): 722-732.

ECHA (European CHemical Agency) (2016). Nonadecafluorodecanoic (PFDA) and its sodium and ammonium salts EC Number: 206-400-3, -, 221-470-5 CAS Number: 335-76-2, 3830-45-3, 3108-42-7

ECHA (European CHemical Agency). Classification and Labelling Inventory. <https://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/cl-inventory-database>. Accédé en 2023.

Harris MW et Birnbaum LS (1989). Developmental toxicity of perfluorodecanoic acid in C57BL/6N mice. *Fundam Appl Toxicol.* 12 (3): 442-8.

Kawashima Y, et al. (1995). Characterization of hepatic responses of rat to administration of perfluorooctanoic and perfluorodecanoic acids at low levels. *Toxicology.* 99 (3): 169-78.

Kimmel CA et Kimmel GL (1994). Risk assessment for developmental toxicity in: *Developmental Toxicology* K. C. B.-S. J (Eds). Raven Press, New-York,

Lipscomb JC et Ohanian EV (2007). *Toxicokinetics and risk assessment Informa Healthcare New York.*

OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment) (2019). Notification Level Recommendations: Perfluorooctanoic Acid and Perfluorooctane Sulfonate in Drinking Water

Ohmori K, et al. (2003). Comparison of the toxicokinetics between perfluorocarboxylic acids with different carbon chain length. *Toxicology.* 184 (2-3): 135-40.

TCEQ (Texas Commission on Environmental Quality) (2016). Perfluoro Compounds (PFCs) (<https://www.tceq.texas.gov/downloads/toxicology/pfc>).

US-EPA (US-Environmental Protection Agency) (2016). Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctanoic Acid (PFOA), EPA 822-R-16-005. Washington USA.

US-EPA (US-Environmental Protection Agency) (2002). A Review of the Reference Dose and Reference Concentration Processes

US-EPA (US-Environmental Protection Agency) (2009). Provisional Health Advisories for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS)

6.3) VTR et BTF/BCF pour le PFHxS et PFNA

Les paragraphes suivants décrivent les choix opérés concernant les VTR et les BCF/BTF retenus pour le PFNA (CAS n°375-95-1) et le PFHxS (CAS n°355-46-4). En regard de l'évolution des connaissances sur les PFAS, les valeurs retenues (BCF/BTF, VTR...) sont vouées à être adaptées à court terme, et ce, pour améliorer la robustesse des données utilisées. De plus, une mise à jour des VTR du PFHxS et du PFNA sera effectuée en 2025.

Choix des VTR

Les VTR ont été recherchées par SPAQuE en mai 2024 selon le protocole PNN (et non le protocole VTR).

Les VTR relevées par SPAQuE sont décrites dans le tableau suivant.

Substances	Base de données	Niveau de la base de données	VTR orale à seuil systémique (mg/kg.j)
PFNA	EFSA (EU Pesticides et PPDB)	Niveau 1	6,3E-07
	US EPA (IRIS et HHBP)	Niveau 1	7,0E-09
	ATSDR	Niveau 1	3,0E-06
	Santé Canada	Niveau 2	2,19E-06
PFHxS	EFSA (EU Pesticides et PPDB)	Niveau 1	6,3E-07
	US EPA (IRIS et HHBP)	Niveau 1	4,0 E-10
	ATSDR	Niveau 1	2,0E-05
	ANSES	Niveau 2	4,0E-03

Au regard des BD de niveau 1, il apparaît que seule la VTR orale de l'EFSA (2020) peut être retenue pour le PFNA et le PFHxS car celles de l'ATSDR correspondent à une exposition sub-chronique et celles de l'US-EPA sont encore provisoires. Cette VTR a été établie par l'EFSA à partir d'une étude épidémiologique. L'effet critique est une diminution de la réponse immunitaire lors de la vaccination contre la diphtérie et le tétanos. Le point de référence a été choisi à un niveau de 17,5 ng/mL dans le sérum des enfants de 1 an (BMDL10). Cette valeur a été utilisée dans un modèle PBPK qui traduit les effets critiques en dose journalière, chez les adultes à l'origine. Le modèle a été ajusté et a permis d'aboutir à une dose maternelle de 0,63 ng/kg.j. L'EFSA précise que l'accumulation des PFAS sur le temps est importante et la TWI de 4,4 ng/kg.semaine se veut de protéger les adultes et enfants.

La VTR orale de 0,63 ng/kg.j a donc été sélectionnée pour le PFNA et pour le PFHxS.

Aucune VTR respiratoire n'est disponible, dès lors, elle a été établie sur base d'une dérivation voie à voie à partir de la VTR orale de 0,63 ng/kg.j. Ce calcul a conduit à une **VTR inhalation à seuil systémique de 2,21 10⁻⁶ mg/m³.**

Choix des BCF/BTF

Dans un souci de lisibilité, les BCF/BTF retenus ne sont pas fournis dans le présent document mais seront décrits dans les « Substance Data Sheet » des PFAS qui seront disponibles fin de l'année 2024 sur le site internet de l'outil S-Risk®.

Le PFNA et PFHxS sont 2 composés non volatils ($V_p < 1 \text{ Pa}$) mais ils ont tendance à s'accumuler dans la chaîne alimentaire. Les études d'exposition par l'alimentation montrent que les aliments principaux contribuant à l'exposition sont : le poisson, les fruits et les oeufs (EFSA, 2020). Ce sont donc les paramètres permettant d'évaluer le transfert dans les aliments (et non ceux repris dans le modèle de transfert de l'air du sol vers l'air intérieur) qui sont les paramètres sensibles dans le modèle d'exposition.

Sur les nombreuses publications traitant des teneurs en PFAS dans les aliments (légumes, viande, lait), peu d'articles indiquent les teneurs dans les sols permettant d'établir des facteurs de transfert (BCF) ou ces derniers sont élaborés par famille et non par composé PFAS individuel.

Transfert sol/plante - BCF

Le transfert sol/plante diminue au fur et à mesure que le composé PFAS a une chaîne C-F plus longue (Liu, 2019 et Eun, 2020) tandis que la tendance inverse s'observe pour le transfert dans la viande et le lait (Vestergren, 2013).

Lors de la recherche des coefficients de transfert sol/plante (BCF), un certain nombre de publications ont été écartées car elles comportent bien des analyses dans les légumes et fruits mais aucune information quant à la concentration dans les sols n'est disponible, y compris dans le « Supporting Information ».

Les publications de Liu (2019) et Zhang (2020) reprennent bien toutes les données nécessaires dans le « Supporting Information » mais ne sont pas présentées de manière exploitable (pas d'indication de l'échantillon de sol correspondant à l'échantillon de céréales). Elles n'ont pas été retenues à ce stade.

Les travaux de Gobelius (2016) sont axés sur les arbres et autres plantes non comestibles (fougères) et n'ont pas été retenus.

A ce stade, les données de BCF ont donc été extraites des publications de Blaine (2013), Blaine (2014), Lasee (2019), Krippner (2015), Moshfeghi (2015) et Navarro (2017).

A partir des « Supporting Information » (reprenant les données brutes de concentrations dans les sols et dans les légumes), les BCF ont été recalculés. Les résultats obtenus sont corrects pour les publications de Blaine (2013), Blaine (2014) et Lasee (2019). Mais les BCF recalculés ne correspondent pas aux valeurs indiquées dans le rapport de Moshfeghi (2015).

En l'absence de données pour de nombreux légumes, l'approche proposée est légèrement différente de celle du VITO en 2020 pour le PFOA et le PFOS. Au lieu de calculer une moyenne (sur 2 ou 3 valeurs) et de l'appliquer à toute la famille, le BCF maximal retenu pour le légume d'une famille a été appliqué à toute la famille, du fait de la rareté des données. Cette approche est précautionneuse.

Etant donné que le PFHxS présente un nombre de carbone inférieur à celui du PFOS, il a été évité de retenir des BCF du PFOS (sauf pour la pomme de terre) pour le PFHxS car ce choix n'est pas précautionneux.

Transfert animaux - BTF

Deux publications seulement permettent d'obtenir des BTF de manière transparente : Vestergren (2013) et Kowalczyk (2013).

A partir des « Supporting Information » (reprenant les données brutes de concentrations dans les aliments consommés par les animaux et dans les différentes parties de l'animal et le lait), les BTF ont été recalculés. Les résultats obtenus sont corrects pour ces 2 publications et sont donc retenus.

Références :

Blaine A. et al (2013). Uptake of perfluoroalkyl acids into edible crops via land applied biosolids : field and greenhouse studies. *Environmental Science and Technology*-2013,47,14062-14069

Blaine A. et al (2014). Perfluoroalkyl acid distribution in various plant compartments of edible crops grown in biosolids-amended soils. *Environmental Science and Technology* 2014, 48, 7858-7865

EFSA (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 2020; 18(9):6223

Eun H. et al (2020). Evaluation of perfluoroalkyl substances in field-cultivated vegetables. *Chemosphere*. 239 (2020) 124750

Felizeter S. et al. (2021). Uptake of perfluorinated alkyl acids by crops : results from a field study. *Env. Sci. Processes Impact*, 2021, 23, 1158

Ghisi R. et al (2019). Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants : A review. *Environmental Research* 169 (2019) 326-341

Gobelius L. (2016). Uptake of per and polyfluoroalkyl substances by plants. Degree project. Swedish University of Agricultural Sciences.

Kowalczyk J. et al (2013). Absorption, distribution and milk secretion of the perfluoroalkyl acids PFBS, PFHxS, PFOS and PFOA by dairy cows fed naturally contaminated feed. *Journal of Agric. Food. Chem.* 2013, 61, 2903-2912

Krippner J. et al (2015). Accumulation potentials of perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs) and perfluoroalkyl sulfonic acids (PFSAAs) in maize (zea mays). *J. Agric. Food. Chem.*, 2015, 63, 3646-3653

Lasee S. et al (2019). Plant uptake of per and polyfluoroalkyl acids under a maximum bioavailability scenario. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Volume 38, Number 11 pp2497-2502, 2019

Liu Z. et al (2019). Multiple crop bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl substances around a mega fluorochemical industrial park, China : implication for planting optimisation and food safety. *Environmental International* 127 (2019) 671-684

Moshfeghi M. (2015) The Bioavailability of perfluoroalkyl substances (PFASs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil to *Eisenia fetida* and *cucurbita pepo*. Swedish University of Agricultural Sciences.

Navarro I. et al (2017). Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Research* 152 (2017) 199-206

Vestergren R. et al (2013). Bioaccumulation of perfluoroalkyl acids in dairy cows in a naturally contaminated environment. *Env. Sci. Pollut. Res.*

Zhang M. et al (2020). Bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in vegetables from the largest vegetable production base of China. *Environment International* 135 (2020) 105347

6.4) Sélection des Paramètres physicochimiques pour les PFAS

Deux paramètres critiques ont fait l'objet de discussions entre experts du Groupe Technique Polluants Non Normés (GT-PNN) : le coefficient de partage octanol-eau (Kow) et la constante de Henry (H).

Selon le VITO (2021) dans sa documentation spécifique à l'évaluation des risques liés aux PFOS et PFOA avec l'outil S-RISK FL/BR (à l'usage de la Flandre et de Bruxelles), le Kow est introduit dans S-RISK® pour que le modèle puisse tourner, mais n'est pas utilisé dans les calculs des Valeurs Limites.

La mesure expérimentale du Kow pour les perfluoroalkyls et de manière plus générale pour les surfactants est un défi analytique (Hodges et al., 2019). Pour les molécules amphiphiles (comme les PFAS), l'utilisation du Kow par S-Risk® doit donc être évitée. Cela peut être réalisé en considérant une non-dissociation de la substance et en encodant nécessairement des données expérimentales pour le Koc, le BCF, le BTF, le Kp.

Pour le PFOA et le PFOS, pour la constante de Henry (H), en l'absence de données pertinentes sur le comportement attendu de ces molécules, la constante de Henry est calculée sur base de l'approximation $V_p \cdot M/S$ (Verschuren, 1996).

La constante de Henry identifiée pour le PFDA [335-76-2] dans la publication de Sander (Sander, 2015) n'est pas retenue car cette valeur serait applicable à la seule forme non-ionisée de la molécule. Sur base des recommandations de l'ISSeP (2023), la constante de Henry est également calculée sur base de l'approximation $V_p \cdot M/S$ (Verschuren, 1996).

Références

Hodges G, et al. (2019). A comparison of log Kow (n-octanol–water partition coefficient) values for non-ionic, anionic, cationic and amphoteric surfactants determined using predictions and experimental methods. *Environmental Sciences Europe*. 31 (1):

Sander R (2015). Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 15 (8): 4399-4981.

ISSeP (2023). Consolidation des Valeurs limites proposées pour les Polluants non normés – PFOA et PFOS. Rapport n°00471/2023. Mars 2023.

Verschuren K (1996). Handbook of environmental data on organic chemicals Van Nostrand Reinhold

VITO (2021). S-Risk substance data sheets PFOS & PFOA (consulté en février 2023) [https://s-risk.be/sites/srisk/files/downloads/7_substance%20data%20sheets%20PFOS%20PFOA%20ENG_v1_2021-01-04.pdf].

6.5) Sélection des VL_{nappe} - valeurs limites pour les nappes

Ces données sont fournies à titre d'information. En effet, ces valeurs individuelles ne sont pas directement utilisées pour l'élaboration des valeurs limites pour les eaux souterraines, qui suivent uniquement la directive européenne (cfr section 4.1.). Elles sont uniquement utilisées pour le calcul de la VLN.

Elles sont également utiles pour la stratégie « détergents », comme valeurs limites pour les détergents anioniques.

PFAS	Valeur paramétrique eau potable Wallonie (Annexes XIV et XXXI Code de l'Eau) - µg/L	Norme d'assainissement Flandre (AGF 14/12/2007) - µg/L	Norme d'intervention Bruxelles-Capitale (Arrêté du 8/10/2015) - µg/L	Valeur limite eau potable OMS (2017) - µg/L	Valeur d'intervention Pays-Bas tableau 1 (2013) - µg/L	Valeur limite EPA (MCL)- µg/L	Valeur limite OEHHA (NL) - µg/L	Valeur limite US-EPA dans l'eau du robinet - µg/L
PFOA	-	-	-	-	5.1E-03	-	-	-
PFOS	-	-	-	-	6.5E-03	-	-	-
PFDA	-	-	-	-	-	-	-	-
PFHxS	-	-	-	-	-	0.01	0.002	0.39
PFNA	-	-	-	-	-	0.01	-	0.059

PFAS	Niveau indicatif de pollution grave Pays-Bas tableau 2 (2013) - µg/L	VTR orale (mg/kg.j)	ERU orale (mg/kg.j)-1	Calcul VS_nappe ISSeP - méthodologie OMS (µg/L)	Calcul VS_nappe ISSeP sans seuil - méthodologie GRER C (µg/L)	VL _{nappe} retenue (µg/L)	Origine valeur limite eau potable	Dernière mise à jour de la valeur
PFOA	-	3.0E-06	0.07	1.8E-02	-	0.018	Calcul OMS	2020
PFOS	-	2.0E-06	0.07	1.2E-02	-	0.012	Calcul OMS	2020
PFDA	-	2.6E-04	143	1.6	0.00042	0.00042	Calcul OMS	2023
PFHxS	-	6.3E-07	-	3.78E-03	-	0.01	US EPA (MCL)	2024
PFNA	-	6.3E-07	-	3.78E-03	-	0.01	US EPA (MCL)	2024

6.6) Données pour le MeFOSAA et EtFOSAA

Point d'attention : Le MeFOSAA et l'EtFOSAA sont connus pour être des précurseurs du PFOS dans l'environnement. Le phénomène est favorisé par des conditions aérobies.

Le tableau ci-dessous reprend l'ensemble des données retenues pour la détermination des valeurs limites. Des informations complémentaires sont données après ce tableau.

	Acronyme	Unité	EtFOSAA	MeFOSAA
Numéro CAS		Unité	2991-50-6	2355-31-9
Formule chimique			C ₁₂ H ₈ F ₁₇ NO ₄ S	C ₁₁ H ₆ F ₁₇ NO ₄ S
Terminologie ECHA			N-Ethylperfluoro-1-octanesulfonamidoacetic acid; N-Ethyl-N-[(heptadecafluorooctyl)sulphonyl]glycine	N-Methylperfluoro-1-octanesulfonamidoacetic acid; N-(Heptadecafluorooctylsulfonyl)-N-methylglycine
Composé organique			OUI	OUI
Composé se dissociant			NON (pKa <2)	NON (pKa <2)
Type : acide ou base			Acide	Acide
Constante de dissociation acide	pKa		<2	<2
Source			CompTox	CompTox
Masse molaire	M	g/mol	585.24	571.21
Source			pubchem.ncbi.nlm.nih.gov	pubchem.ncbi.nlm.nih.gov
Température pour S		°C	25	25
Source			CompTox (predicted average)	CompTox (predicted average)
Solubilité dans l'eau	S	mg/L	0.673026	0.9824812
Source			CompTox (predicted average)	CompTox (predicted average)

Température pour Vp		°C	25	23
Source			CompTox (predicted average)	ITRC (experimental value)
Pression de Vapeur	Vp	Pa	0.553287829	2.386470395
Source			CompTox (predicted average)	ITRC (experimental value)
Température pour H		°C	25	25
Source			Default value	Default value
Constante de Henry	H	Pa.m3/mol	2.98909E-05	2.98909E-05
Source			CompTox (predicted average)	CompTox (predicted average)
Coefficient de partage carbone organique/eau	Koc	L/kg	1698.243652	1288.249552
Log Koc	IKoc		3.23	3.11
Source			ITRC (valeur la plus sécuritaire)	ITRC (valeur la plus sécuritaire)
Coefficient de partage octanol/eau	Kow		204173.7945	54954.08739
Log Kow	IKow		5.31	4.74
Source			CompTox (valeur la plus sécuritaire)	CompTox (valeur la plus sécuritaire)
Coefficient de perméation dans la conduite d'eau	Dpe	m2/j	-	-
Source			RIVM, report 711701023, 2001	RIVM, report 711701023, 2001
Dpvc	Dpvc	m2/j	Use model	Use model
Facteur de bioconcentration dans les pommes de terre	BCF Potatoes	$\frac{(\text{mg/kg}_{\text{ms}} \text{ plante})}{(\text{mg/m}^3_{\text{soluti}} \text{ on sol})}$ ou $\frac{(\text{mg/kg}_{\text{ms}} \text{ plante})}{(\text{mg/kg}_{\text{ms}} \text{ sol})}$	0.52	0.52
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans les racines et tubercules	BCF Root and tuberos		0.52	0.52

Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans les plantes à bulbes	BCF bulbous plants		0.52	0.52
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans les légumes-fruits	BCF fruit vegetables		0.52	0.52
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans les choux	BCF Cabbages		0.52	0.52
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans les légumes-feuilles	BCF leafy vegetables		1.37	1.37
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans les légumineuses	BCF leguminous vegetables		1.03	1.03
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans l'herbe	BCF grasses		0.74	0.74
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de bioconcentration dans le maïs	BCF grain		0.6	0.6
Source			Wen 2018	Wen 2018
Facteur de biotransfert dans la viande de vache	BTF _{meat,beef}	(mg/kg fw)/(mg/j)	-	-
Facteur de biotransfert dans le foie de vache	BTF _{liver}	(mg/kg fw)/(mg/j)	-	-
Facteur de biotransfert dans les reins de vache	BTF _{kidney}	(mg/kg fw)/(mg/j)	-	-

Facteur de biotransfert dans le lait de vache	BTF_{milk}	(mg/kg fw)/(mg/j)	-	-
Facteur de biotransfert dans la viande de mouton	$BTF_{meat,sheep}$	(mg/kg fw)/(mg/j)	-	-
Facteur de biotransfert du sol vers les œufs	$BTF_{soil,egg}$	(mg/kg fw)/(mg/j)	-	-
Facteur de biotransfert de l'alimentation du poulet vers les œufs	$BTF_{feed,soil}$	(mg/kg fw)/(mg/j)	-	-
Coefficient de permabilité cutanée	Kp	cm/h	use model	use model
			[PROTOCOLE]	[PROTOCOLE]
Coefficient de transfert du polluant dans le sol à travers la peau	ABS		0.25	0.25
			[PROTOCOLE, par défaut]	[PROTOCOLE, par défaut]
Facteur d'absorption	FA		0.2	0.2
			FA pas dans domaine (B=15,062 et T=1194,93)	FA pas dans domaine (B=14,88 et T=997,18)
VTR inhalation à seuil systémique	Inhalation TCA	mg/m ³	3.50E-04	3.50E-04
Source			SPAQuE (2024) (v@v)	SPAQuE (2024) (v@v)
VTR orale à seuil systémique	Oral TDI	mg/kg.j	1.00E-04	1.00E-04
Source			SPAQuE, 2024	SPAQuE, 2024
VTR cutanée à seuil systémique	Dermal TDU	mg/kg.j	1.00E-04	1.00E-04

Source			idem oral	idem oral
VTR inhalation à seuil locale	Inhalation TCA local	mg/m ³		
VTR orale à seuil locale	Oral TDI local	mg/kg.j		
VTR inhalation sans seuil	Inhalation UR	(mg/m ³)-1		
VTR orale sans seuil	Oral SF	(mg/kg.j)-1		
VTR cutanée sans seuil	Dermal SF	(mg/kg.j)-1		
VTR inhalation sans seuil locale	Inhalation UR local	(mg/m ³)-1		
VTR orale sans seuil locale	Oral SF local	(mg/kg.j)-1		

	Valeur paramétrique eau potable Wallonie (Annexes XIV et XXXI Code de l'Eau) [µg/L]	Norme d'assainissement Flandre (AGF 14/12/2007) [µg/L]	Norme d'intervention Bruxelles-Capitale (Arrêté du 8/10/2015) [µg/L]	Valeur limite eau potable OMS (2017) [µg/L]	Valeur d'intervention Pays-Bas tableau 1 (2013) [µg/L]	Valeur limite EPA (MCL) [µg/L]	Valeur limite OEHHHA (NL) [µg/L]	Valeur limite US-EPA dans l'eau du robinet [µg/L]	Niveau indicatif de pollution grave Pays-Bas tableau 2 (2013) [µg/L]	VTR orale (mg/kg.j)	ERU orale (mg/kg.j) ₁	Calcul VS_nappe SPAQuE – méthodologie OMS (µg/L)	Calcul VS_nappe SPAQuE sans seuil - méthodologie GRER C (µg/L)
EtFOSAA										1.0E-04		6.0E-01	
MeFOSAA										1.0E-04		6.0E-01	

La valeur identifiée en gras est la valeur retenue pour la VL_nappe

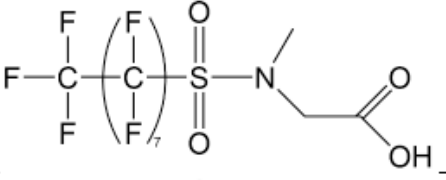
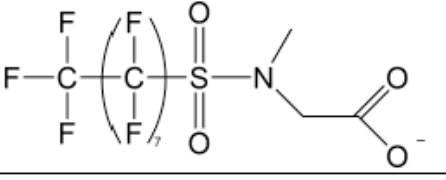
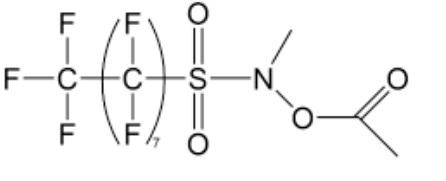
Données de base

MeFOSAA [2355-31-9] & EtFOSAA [2991-50-6] sont respectivement les acronymes de *methyl & ethyl - perfluorooctane sulfonamido acetic acid*. Ces molécules sont des perfluorooctanesulfonamides. Des molécules proches du PFOS dont elles diffèrent par une fonction sulfonamide (-SO₂-NR₁R₂) remplaçant la fonction acide sulfonique (-SO₂-OH). La fonction sulfonamide est substituée (en N) par une molécule d'acide acétique et alkylé par un méthyle ou un éthyle.

Le sel potassique de l'EtFOSAA porte le CASRN 2991-51-7.

La nomenclature IUPAC notamment est reprise à la table 1 pour la substitution méthylique. SPAQuE attire l'attention sur la subtilité des dénominations. La molécule n°1 (MeFOSAA) est un acide dont la base conjuguée est la molécule n°2 désignée comme acétate. Toutefois, la molécule n°3 (qui n'est pas ionisée) est également un acétate possiblement produit d'estérification entre un N-hydroxy N-méthyl sulfonamide et l'acide acétique.

Table 1. Identification des composés d'intérêt

Nom		Formule
1	2-[1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptafluorooctylsulfonyl(methyl)amino]acetic acid 2355-31-9 C ₁₁ H ₅ F ₁₇ NO ₄ S	
2	2-[1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptafluorooctylsulfonyl(methyl)amino]acetate 909405-48-7 C ₁₁ H ₅ F ₁₇ NO ₄ S ⁻	
3	[1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptafluorooctylsulfonyl(methyl)amino]acetate Pas de CASRN C ₁₁ H ₅ F ₁₇ NO ₄ S	

Les noms et acronymes des deux molécules sont nombreux. Les termes MESH (medical subject headings) de PubMed/PubChem sont repris à la Table 2 avec d'autres dénominations.

Table 2. Dénomination des composés d'intérêt

	MESH Entry terms	Autres dénominations
MeFOSAA [2355-31-9]	• 2-(N-methylperfluorooctanesulfonamido)acetic acid • N-MeFOSAA • NMeFOSAA	MeFOSAA MePFOSA A [‡]
EtFOSAA [2991-50-6]	• ((3-((1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptafluorooctane-1-sulfonyl)amino)propyl)(dimethyl)azaniumyl)acetate • 2-(3-(1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptafluorooctylsulfonylamino)propyl-dimethylazaniumyl)acetate • 2-(ethyl(1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptafluorooctylsulfonyl)amino)acetic acid • N-EtFOSAA • N-ethyl perfluorooctane sulfonamido acetate • N-ethyl perfluorooctane sulfonamido acetic acid • N-ethylperfluorooctane sulfonamidoacetic acid • perfluorooctanesulfonamido betaine	EtFOSAA EtPFOSA [‡] NEtFOSAA

[‡]Tel que repris à la norme WAC/IV/A/025

Pour la suite de nos travaux nous nous référons aux composés d'intérêt sous leur acronyme MeFOSAA & EtFOSAA.

Informations générales sur la présence de MeFOSAA et EtFOSAA dans l'environnement

Les perfluorooctane sulfonamides (FOSA, FOSAA, MeFOSAA et EtFOSAA) sont utilisés dans les papeteries

EtFOSAA est utilisé dans la fabrication des produits de consommation tels que les moquettes, les insecticides et le papier d'emballage ainsi que comme surfactant pour le polissage des sols

MeFOSAA et EtFOSAA sont des précurseurs du PFOS

MeFOSAA et EtFOSAA font partie des composés analysés dans les sols naturels en Suède (sols forestiers) afin de définir le bruit de fond. Aucun de ces 2 composés n'a été détecté sur les 31 échantillons analysés (< 0,0048 ng/g et < 0,24 ng/g respectivement). A noter que FOSAA a été mesuré dans 21 échantillons avec une teneur maximale de 0,88 ng/g (Kikuchi J., 2018) ;

Les perfluorooctane sulfonamides (FOSA, FOSAA, MeFOSAA et EtFOSAA) représentent 25 à 50% des PFAS mesurés dans les lixiviats des décharges, avec une prépondérance du EtFOSAA puis du MeFOSAA parmi ces 4 composés (Benskin J., 2012)

Ces composés sont les PFAS majoritaires (avec le PFOS et le PFOA) mesurés dans les biosolides élaborés à partir des boues d'épuration et épandus dans les champs comme amendements, à des teneurs comprises entre 63 et 143 ng/g (MeFOSAA) et entre 42 et 72 ng/g (EtFOSAA) dans 6 échantillons de biosolides utilisés dans l'Illinois aux USA (Sepulvado J., 2011)

Le pH est significativement corrélé avec l'absorption pour ces 2 composés (Costello C, 2020).

Toxicité

L'analyse par défaut, conduite principalement sur le CASRN, ne renseigne que quelques éléments sur la toxicité des deux composés.

L'ECHA (ECHA, 2024) classe le MeFOSAA comme cancérigène de classe 2 (classification CLP) sans qu'il ne nous soit possible d'accéder ni à une REACH Registered Substances Factsheet, ni à un dossier dans la base de données ECHA-CHEM. L'ATSDR renvoie au Toxicological Profiles des PFAS (ATSDR, 2021) sans donner d'informations spécifiques pour les composés d'intérêt. Le RIVM dans son approche RPF (*relative potency factors*) propose d'affecter aux composés d'intérêt un RPF de 2 comme le PFOS dont ils sont précurseurs dans l'environnement (Smit et Verbruggen, 2022).

Les données de la littérature sont pauvres. Les recherches menées dans PubMed sur base des MESH *entry terms* élargis aux différents noms et acronymes mettent en évidence peu de publications dans le domaine de la toxicologie.

Lorsqu'elles se rapportent à des données humaines, ces publications rapportent majoritairement les résultats d'études de surveillance biologique (biomonitoring) en particulier issus de l'étude NHANES (US *National Health and Nutrition Examination Survey*). L'exploitation des données vise à établir des associations entre paramètres mesurés et charge corporelle, à comparer des sous-groupes,...

Toutefois, la littérature propose quelques informations spécifiques. Les travaux d'O'Brien et Wallace qui étudient le rôle des N-acetyl perfluorooctane sulfonamides / N-alkyl perfluorooctane sulfonamides (notamment EtFOSAA) sur l'induction de la *mitochondrial permeability transition* (MPT) in vitro (O'Brien, 2006; O'Brien, 2008; O'Brien et Wallace, 2004). Ces travaux ne permettent pas d'établir des VTR.

Dans une étude sur l'association en charge corporelle en PFAS et cancer du sein, Hurley (Hurley, 2018) mesure les concentrations sanguines en MeFOSAA qui est l'un des six PFAS (avec les PFOA, PFNA, PFUnDA, PFHxS et PFOS) les plus fréquemment détectés dans la population de l'étude. Les données épidémiologiques ne permettent de conclure à une association entre le MeFOSAA (charge corporelle) et le cancer du sein.

Buck Louis (Buck Louis, 2018) n'a pas noté d'association significative entre la concentration plasmatique en MeFOSAA et d'éventuelles modifications des paramètres anthropométriques.

Le VITO classe le MeFOSAA et l'EtFOSAA, en termes de normes de dépollution dans le même groupe que le PFOS (VITO, 2022). Ce classement pourrait laisser supposer que le VITO/OVAM entrevoit la possibilité pour le MeFOSAA / EtFOSAA de subir une hydrolyse de la fonction sulfonamide rendant du PFOS et du N-méthyl (/ éthyl) glycine. Environnement Canada (2005) classe les deux composés comme précurseurs du PFOS dans un document présent sur le site de la convention de Stockholm (www.pops.int).

Chez l'Homme (plus généralement chez les mammifères), les sulfonamides sont réputés stables. Si leur hydrolyse est possible en milieu naturel, le métabolisme des xénobiotiques suggérerait plutôt une N-déalkylation oxydative de la fonction sulfonamide.

A titre d'exemple, la littérature n'évoque pas pour les diurétiques de l'anse (furosémide) et les sulfamidés antibactériens (sulfanilamide), deux classes médicamenteuses qui possèdent une fonction sulfonamide d'hydrolyse de cette dernière.

La littérature scientifique (Benskin, 2009; Xu, 2004; Xu, 2006) présente plusieurs analyses du métabolisme des sulfonamides N-substitués *ex vivo* (microsomes). De l'étude de Xu et al. (2004) en particulier, il apparaît que le PFOSAA [2806-24-8] (Perfluorooctane sulfonamidoacetic acid) ne se transforme pas en PFOSA [754-91-6] lequel seul pourrait subir une hydrolyse de la fonction sulfonamide à faible rendement. Dans des boues activées (dopées en microorganismes) (Rhoads, 2008) ou des sols (en conditions aérobiques) (Mejia Avendano et Liu, 2015), une (faible) transformation des N-alkyl-FOSAA (supposés être des intermédiaires dans la transformation de précurseurs du PFOS) est observée.

Considérer à l'instar de ce qui est rapporté dans le milieu naturel que les Me/Et-PFOSAA vont se transformer en PFOS dans l'organisme et que les VTR du PFOS peuvent leur être appliqués n'est pas, à première vue, pertinent.

Le Comité VTR a récemment statué sur la VTR de la Sulfaméthazine [57-68-1] et du Sulfaméthoxazole [723-46-6], deux molécules possédant également un groupe sulfonamide, leur attribuant une valeur toxicologique indicative (VTI) 0,046 mg/kg·j pour la somme des deux composés sans que le mécanisme d'action relatif à l'effet critique sélectionné ne soit (élucidé) rapporté (ISSeP, 2024).

A ce stade, nous n'avons identifié aucune base solide pour dériver une VTR par quelque voie que ce soit applicable au calcul d'une VL. Les raisons du classement du MeFOSAA comme cancérigène restent obscures sauf à se baser sur sa parenté avec le PFOS dont nous montrons qu'il n'est pas établi qu'il se métabolise en PFOS dans l'organisme.

Aux seules fins de calcul avec S-RISK nous recommandons pour les deux composés (considérés indépendamment) l'usage arbitraire de la VTR orale à seuil de $1 \cdot 10^{-4}$ mg/kg·j. Cette VTR est supérieure à celle du PFOS.

Enfin, cette VTR doit apparaître comme précautionneuse au regard des VTR orales référencées dans la BD-PNN. En effet sur près de 500 PNN seuls une vingtaine ont une VTR inférieure à $1 \cdot 10^{-4}$ mg/kg·j. Ces PNN sont principalement des substances toxiques bien établies (dioxines, insecticides organochlorés, PCBs, PFOA (BD-PNN V7), ...).

Pour la voie respiratoire, la conversion voie à voie est utilisée, portant la VTR respiratoire à $3,5 \cdot 10^{-4}$ mg/m³.

Conclusions pour les VTR

Pour un usage limité avec S-RISK, pour chacun des composés :

VTR orale à seuil systémique : $1 \cdot 10^{-4}$ mg/kg·j.

VTR respiratoire à seuil systémique : $3,5 \cdot 10^{-4}$ mg/m³.

Références pour les VTR

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2021). Toxicological Profile for Perfluoroalkyls

Benskin JP, et al. (2009). Isomer-specific biotransformation rates of a perfluorooctane sulfonate (PFOS)-precursor by cytochrome P450 isozymes and human liver microsomes. Environ Sci Technol. 43 (22): 8566-72.

Buck Louis GM, et al. (2018). Endocrine disruptors and neonatal anthropometry, NICHD Fetal Growth Studies - Singletons. Environ Int. 119: 515-526.

ECHA (European Chemical Agency) (2024). Classification and Labelling Inventory. <https://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/cl-inventory-database>. Accédé en 2025.

Hurley S, et al. (2018). Breast cancer risk and serum levels of per- and poly-fluoroalkyl substances: a case-control study nested in the California Teachers Study. *Environ Health*. 17 (1): 83.

ISSeP (Institut Scientifique de Service Public) (2024). Sulfaméthoxazole – 723-46-6 et sulfaméthazine (SMZ) #CAS 57-68-1 - Dossier de rapportage de sélections de VTRs par approche élaborée

Mejia Avendano S et Liu J (2015). Production of PFOS from aerobic soil biotransformation of two perfluoroalkyl sulfonamide derivatives. *Chemosphere*. 119: 1084-1090.

O'Brien TM, et al. (2006). Esterification prevents induction of the mitochondrial permeability transition by N-acetyl perfluorooctane sulfonamides. *Chem Res Toxicol*. 19 (10): 1305-12.

O'Brien TM, et al. (2008). Inhibition of the adenine nucleotide translocator by N-acetyl perfluorooctane sulfonamides in vitro. *Toxicol Appl Pharmacol*. 227 (2): 184-95.

O'Brien TM et Wallace KB (2004). Mitochondrial permeability transition as the critical target of N-acetyl perfluorooctane sulfonamide toxicity in vitro. *Toxicol Sci*. 82 (1): 333-40.

Rhoads KR, et al. (2008). Aerobic biotransformation and fate of N-ethyl perfluorooctane sulfonamidoethanol (N-EtFOSE) in activated sludge. *Environ Sci Technol*. 42 (8): 2873-8.

Smit CE et Verbruggen E (RIVM (Rijks Instituut voor Volksgezondheid and Milieu)) (2022). Risicogrenzen voor PFAS in oppervlaktewater - Doorvertaling van de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA naar concentraties in water

VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) (2022). Bindend normenkader voor PFOS en PFOA Studie uitgevoerd

Xu L, et al. (2004). Biotransformation of N-ethyl-N-(2-hydroxyethyl)perfluorooctanesulfonamide by rat liver microsomes, cytosol, and slices and by expressed rat and human cytochromes P450. *Chem Res Toxicol*. 17 (6): 767-75.

Xu L, et al. (2006). N-glucuronidation of perfluorooctanesulfonamide by human, rat, dog, and monkey liver microsomes and by expressed rat and human UDP-glucuronosyltransferases. *Drug Metab Dispos*. 34 (8): 1406-10.

Paramètres physico-chimiques

Aucune base de données mentionnée dans le protocole ne contient d'informations concernant les paramètres physico-chimiques de MeFOSAA et EtFOSAA excepté CompTox. Néanmoins, les seules données obtenues dans CompTox sont des données prédites par des modèles. L'ITRC, quant à lui, reprend des données expérimentales pour certains paramètres. Les valeurs expérimentales retrouvées dans le tableau des paramètres physico-chimiques de l'ITRC sont donc préférées aux valeurs prédites. Lorsqu'aucune donnée expérimentale n'a été retrouvée dans l'ITRC, alors les valeurs prédites de CompTox ont été choisies en dernier recours. La majorité

des paramètres physico-chimiques provenant de données prédites, les valeurs limitées calculées par S-Risk ne sont pas robustes.

En raison du faible niveau de confiance accordé aux valeurs de pression de vapeur et de solubilité, **la constante de Henry** n'a pas été calculée à partir de ces paramètres, comme il est de rigueur pour les PFAS. Elle a été directement extraite de la base de données CompTox.

Concernant la valeur du **log K_{oc}** issue de l'ITRC : cette valeur provient d'expérimentations réalisées sur des sédiments (à la fois pour EtFOSAA et MetFOSAA). Selon le protocole établi, ce type de donnée devrait normalement être exclu. Cependant, en l'absence d'autres données disponibles pour le log K_{oc}, cette valeur a été retenue par défaut. Il sera nécessaire de mettre à jour ce paramètre dès qu'une valeur obtenue sur matrice sol sera disponible dans la littérature scientifique. Un K_p issue de données expérimentales doit être nécessairement introduit dans le cas de PFAS. Ce paramètre n'ayant pas été trouvé dans la littérature, le K_p est calculé par S-Risk en cochant « use model ».

Evaluation du transfert sol/plante et élaboration/sélection de BCF sol/plante

Le système de translocation de la plante semble encourager la dégradation des précurseurs de PFAS en PFOS (Wen, 2018).

Etude de Wen (2018)

Le transfert du EtFOSAA dans les légumes a été étudié par Wen (2018), en utilisant des échantillons de sols provenant d'un champ expérimental en Chine et imprégnés (spiked) avec un biosolide provenant d'une STEP de Pékin. Après plantation des graines, des prélèvements et analyses du sol et de la plante ont été réalisés au bout de 10, 20, 35 et 60 jours. EtFOSAA n'a été détecté dans aucun tissu dans les pots de contrôle, suggérant que le transfert air-plante est négligeable. Dans les pots contenant du biosolide, EtFOSAA a été détecté dans les racines de toutes les espèces (alfalfa, laitue, maïs, haricot, radis, ray-grass et soja) mais pas dans les tiges et feuilles, indiquant un transfert limité du EtFOSAA.

Quatre produits de dégradation ont été observés : EtFOSA (prédominant), FOSA, FOSAA et PFOS.

Les BCF présentés dans la publication sont repris dans le tableau 1 (vérification faite des valeurs à partir des données brutes dans les sols et dans les végétaux). Les BCF sont précautionneux pour les légumes-feuilles et légumes-tiges car ils sont calculés à partir de la concentration dans la racine.

Tableau 1. BCF élaborés pour EtFOSAA d'après Wen (2018)

EtFOSAA	RCF = Croot/Csoil (pmol/g_root)/ (pmol/g_soil)
alfalfa	0,71
lettuce	1,37
maize	0,6
mung bean	1,03
radish	0,52
ryegrass	0,74
soybean	0,8

Même si EtFOSAA n'a pas détecté dans les feuilles et les tiges lors de l'expérience de Wen (2018), SPAQuE recommande d'utiliser les BCF du tableau 1, y compris pour les légumes-feuilles et légumes-tiges, en raison du peu de données disponibles.

Etude de Shun Liu (2023)

L'étude de Shun Liu a été réalisée dans 3 champs cultivés situés autour d'un site de production de per et polyfluorés dans la province de Hubei en Chine. Les analyses de 31 PFAS individuels (+TOP-Assay) ont été menées dans les sols (0-20 cm) et dans les végétaux suivants : carotte, radis, patate douce, laitue asperge, navet, ail, pakchoi, laitue, chou chinois et fleurs comestibles de chrysanthème (récoltés à maturité). De plus, l'auteur a expérimenté l'influence de la cuisson des végétaux sur la teneur en PFAS. Il observe que la cuisson conduit à une diminution du PFBS et du PFBA mais à une augmentation du PFOA en raison de la dégradation des précurseurs.

Les données accessibles dans l'article et dans le *Supporting Information* ne permettent pas d'extraire les teneurs en EtFOSAA et MeFOSAA pour chaque légume séparément, l'étude ayant pour objectif de calculer l'exposition de la population par ingestion de légumes. Les données disponibles sont récapitulées dans le Tableau 2.

Tableau 2. Concentrations dans les sols et dans les végétaux – extrait du SI de Shun Liu (2023)

	C_soil_max (n = 14)	C_vegetable_max (n = 45)	BCF
	ng/g dw	ng/g dw	
MeFOSAA	0,65	0,89	1,37
EtFOSAA	0,04	0,12	3,00
	C_soil_median (n = 14)	C_vegetable_median (n = 45)	BCF
	ng/g dw	ng/g dw	
MeFOSAA	0,06	0,06	1,00
EtFOSAA	0,03	0,11	3,67
	LOD_soil (ng/g dw)	LOD_vegetable (ng/g dw)	
MeFOSAA	0,04	0,08	
EtFOSAA	0,04	0,16	

On observe que les teneurs mesurées pour ces 2 composés sont proches de la limite de détection, dans les sols et dans les végétaux, excepté pour les teneurs maximales de MeFOSAA. Ainsi, cela signifie que EtFOSAA et MeFOSAA n'ont pas été souvent quantifiés ni dans les sols, ni dans les légumes, ne permettant pas d'établir une relation sol/légume.

Etude de Kairan Xu (2024)

L'étude de K. Xu a consisté à analyser les PFAS (dont MeFOSAA et EtFOSAA) dans 33 échantillons de sols (0-20 cm) et 33 végétaux cultivés autour d'un parc industriel (plusieurs usines de fabrication de PFAS dont Daikin), dans la province de Jiangsu, en Chine (août 2020). L'objectif de l'étude était d'évaluer l'exposition de la population par ingestion des végétaux. Dans les sols, MeFOSAA a souvent été détecté (67%) avec une concentration moyenne de 0,55 ng/g dw mais pas EtFOSAA (ND). MeFOSAA représente 10 % de la teneur totale en PFAS dans les sols et jusqu'à 20% de la teneur totale en PFAS dans les végétaux. Les doses d'exposition calculées pour MeFOSAA sont d'ailleurs bien supérieures à celles calculées pour EtFOSAA. MeFOSAA est quantifié dans tous les types de légumes tandis que EtFOSAA n'est pas quantifié dans les légumes feuilles. Cette observation est identique à celle de Wen (2018).

L'auteur observe : « bien que MeFOSAA ne contribue pas significativement à l'exposition cumulée aux PFAS présents dans les végétaux, il a été détecté dans 100% des végétaux avec une valeur moyenne de 7,6 ng/g dw ».

Les données accessibles dans l'article et dans le *Supporting Information* ne permettent pas d'extraire les teneurs en EtFOSAA et MeFOSAA pour chaque légume séparément, l'étude ayant pour objectif de calculer l'exposition de la population par

ingestion de légumes. Tous légumes confondus, on obtient un BCF moyen de 13,82, qui n'est pas cohérent avec les 2 études précédentes : ce BCF moyen n'est donc pas retenu.

Etude de Sivaram (2023)

En Australie, environ 70% des biosolides produits avec les boues de STEP sont utilisés en agriculture. L'étude a consisté à analyser 7 échantillons de sol provenant de champs agricoles australiens ayant reçu un amendement de biosolides et d'étudier le transfert des PFAS dans l'oignon. Parmi les 38 PFAS analysés, MeFOSAA a été quantifié dans 3 échantillons de sol avec une teneur maximale de 0,26 ng/g et EtFOSAA dans 4 échantillons de sol avec une teneur maximale de 0,01 ng/g.

Les données accessibles dans l'article et dans le *Supporting Information* ne permettent pas d'extraire les teneurs en EtFOSAA et MeFOSAA dans les échantillons d'ail (le graphique en bâton sur la Figure 2 n'est pas assez précis), **rendant le calcul de BCF impossible.**

Etude de Eun (2022)

L'étude de Eun (2022) est axée sur le transfert des PFAS – dont MeFOSAA – dans une rizière. Le riz n'étant pas repris dans la liste des aliments dans S-Risk, cette étude n'est pas retenue.

Etude de Muschket (2020)

L'étude de Muschket (2020) a pour objectif de développer une méthode d'analyse des fluorotélomères et perfluorooctane sulfonamides dans les végétaux. Pour cela, les PFAS (dont MeFOSAA et EtFOSAA) ont été analysés dans les grains de maïs et de blé, dans les feuilles de maïs, dans le topinambour et le ray-grass de 2 champs cultivés près de Rastatt en Allemagne. Le 1er champ a été contaminé par des biosolides de fibres de papier et le 2ème champ est non contaminé.

Les analyses de MeFOSAA et de EtFOSAA dans les 5 végétaux sont bien disponibles (Table 3) mais aucune analyse de sol ne semble avoir été réalisée, l'objectif de cette étude étant de développer une méthode analytique.

Aucun BCF ne peut donc être calculé.

Etude de Dalahmeh (2018)

L'étude de Dalahmeh (2018) se déroule en Ouganda, où des analyses de 26 PFAS (dont EtFOSAA et MeFOSAA) ont été réalisées en 2015 dans la région du Nakivubo, comprenant le canal, une zone humide, un lac et des champs agricoles, zones dans

lesquelles l'igname et la canne à sucre sont cultivées. EtFOSAA et MeFOSAA n'ont pas été détectés dans les échantillons de plante alors qu'ils sont présents dans les sols à des niveaux compris entre 0,2 à 0,75 ng/g dw (EtFOSAA) et 0,1 à 0,2 ng/g dw (MeFOSAA).

Aucun BCF ne peut donc être calculé.

Etude de Wellington (2023)

L'étude de Wellington (2023) vise à évaluer plusieurs systèmes de stabilisation du EtFOSAA dans une plantation de soja, cultivée dans du sol auquel soit du charbon actif (Powdered activated carbon) soit de la montmorillonite (argile) ont été ajoutés. Les expérimentations permettent d'indiquer que EtFOSAA est toxique pour les plantes à partir de 300 µg/kg. Les teneurs en EtFOSAA dans le soja sont accessibles mais pas dans le sol, **rendant le calcul de BCF impossible.**

Etude de Gebbink (2015)

Concernant la présence de EtFOSAA et de MeFOSAA dans l'alimentation, l'étude réalisée en Suède a consisté à analyser les PFAS (dont EtFOSAA et MeFOSAA) dans 130 aliments achetés dans 2 épiceries (en dehors d'un hot spot) et ceci à 3 périodes différentes : 1999, 2005 et 2010. Ces 2 composés sont quantifiés dans la viande, le poisson, les oeufs et les pâtes (EtFOSAA uniquement pour les pâtes). Ils n'ont pas été détectés dans les produits laitiers, les légumes, les fruits, les céréales, les pommes de terre et les boissons sucrées. En 1999, la dose estimée était de 52 pg/kg.j pour MeFOSAA et 108 pg/kg.j pour EtFOSAA.

Même si aucune publication ne permet d'établir un BTF pour estimer le transfert de EtFOSAA et MeFOSAA vers la viande et le lait, l'étude de Gebbink montre la présence de ces composés dans l'alimentation, ne provenant pas d'un sol contaminé.

Conclusion pour les BCFs

A l'issue de la revue de la littérature scientifique réalisée en mai 2025, on conclut que peu d'informations sont disponibles pour évaluer le transfert sol/plante des composés MeFOSAA et EtFOSAA.

SPAQuE propose la sélection de facteurs de transfert sol/plante (BCF) suivante pour EtFOSAA (cf. Tableau 3).

En l'absence de valeur de BCF dans une famille, la valeur de BCF de la famille la plus proche est sélectionnée, selon la règle établie par le VITO (Van Holderbeke, 2020) avec le choix sélection du BCF de « root and tuber » en l'absence de BCF pour « bulbous », « fruiting vegetable » et « cabbage ».

Tableau 3. Proposition de BCF pour EtFOSAA (mai 2025) (BCF = Croot/Csoil)

Plant	BCF plant	Source
Potatoes		
Potatoes	0,52	No experimental data for potatoe Value from Wen (2018) for radish
Root and tuber vegetables		
Carrots	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Salsify	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Other root vegetables (such as radish)	0,52	Wen (2018) – Experimental data
Bulbous vegetables		
Bulbous vegetables (such as onion)	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Leek	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Fruiting vegetables		
Tomato	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Cucumber	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Other fruiting vegetables (such as peppers)	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Cabbages		
Cabbage	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Cauliflower and broccoli	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Sprouts	0,52	Value from Wen (2018) for radish
Leafy vegetables		
Lettuce	1,37	Wen (2018) – Experimental data Other leafy vegetable: alfalfa (0,71)
Lamb's lettuce	1,37	Value from Wen (2018) for lettuce
Endive	1,37	Value from Wen (2018) for lettuce
Spinach	1,37	Value from Wen (2018) for lettuce
Chicory	1,37	Value from Wen (2018) for lettuce
Celery	1,37	Value from Wen (2018) for lettuce
Legumes		
Beans	1,03	Wen (2018) – Experimental data
Peas	1,03	Value from Wen (2018) for beans
Grasses		
Grass	0,74	Wen (2018) – Experimental data – value for ryegrass
Cereals		
maize	0,60	Wen (2018) – Experimental data

Concernant MeFOSAA, le BCF moyen établi de 1,37 par Shun Liu (2023) – seule donnée accessible dans le SI - correspond au BCF maximal obtenu par Wen (2018) pour EtFOSAA (entre 0,5 et 1,37 selon le légume). Les études d'exposition indiquent bien la présence de MeFOSAA dans les légumes. En l'absence de données précises accessibles, SPAQuE propose d'assimiler MeFOSAA au EtFOSAA pour le transfert

sol/plante et d'appliquer les BCF du EtFOSAA au MeFOSAA. **Au vu du peu de données disponibles, la VL_H pour l'usage résidentiel avec jardin potager (usage III) est établie à titre indicatif.**

Concernant le transfert de ces 2 composés vers la viande et les produits laitiers, aucune valeur expérimentale n'a été trouvée. Les études sur l'alimentation indiquent bien un transfert du MeFOSAA et EtFOSAA dans la viande (Gebbink, 2015).

Du fait d'une valeur de Kow trop peu robuste pour utiliser les équations de transfert et de l'absence de données expérimentales, SPAQuE recommande de ne pas faire de calcul d'exposition par ingestion de viande et de produits laitiers et donc de ne pas établir de VL_H pour l'usage agricole (usage II).

Références

- Benskin J. et al. (2012). Per- and polyfluoroalkyl substances in landfill leachate: patterns, time trends and sources. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 11532-11540
- Costello C. et al. (2020). Sources, fate and plant uptake in agricultural systems of per- and polyfluoroalkyl substances. *Emerging contaminants.*
- Dalahmeh S. et al. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda. *Science of the Total Environment* 631–632 (2018) 660–667
- Eun H. et al. (2022). Evaluating the Distribution of Perfluoroalkyl Substances in Rice Paddy Lysimeter with an Andosol. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, 19, 10379.
- Gebbink W. et al (2015). Perfluoroalkyl acids and their precursors in Swedish food: The relative importance of direct and indirect dietary exposure. *Environmental Pollution* 198 (2015) 108-115
- Kikuchi J. et al. (2018). Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil from Swedish background sites. SLU – NV-2219-17-003
- Liu Shun et al. (2023). Transport and transformation of perfluoroalkyl acids, isomer profiles, novel alternatives and unknown precursors from factories to dinner plates in China: New insights into crop bioaccumulation prediction and risk assessment. *Environment International* 172 (2023) 107795
- Muschket M. et al. (2020): Determination of transformation products of per- and polyfluoroalkyl substances at trace levels in agricultural plants *J. Chromatogr. A* **1625**, art. 461271
- Sepulvado J. et al. (2011). Occurrence and fate of perfluorinated compounds in soil following land application of biosolids. *Environ Sci Technol.* 2011;45:8106–12
- Sivaram A. et al. (2023). Uptake, accumulation, and toxicity of per- and polyfluoroalkyl substances in *Allium cepa* grown in soils amended with biosolids. *Env. Challenges* 10 (2023) 100670
- Xu Kairan et al. (2024). Crop Contamination and Human Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances around a Fluorochemical Industrial Park in China. *Toxics* 2024, 12, 269

Van Holderbeke M. et al. (2020). Proposal for soil remediation values for PFOS and PFOA. VITO. 2019/Unit/R/2055. October 2020

Wellington Tamia (2023). Determining the Effect of Absorbents and Soybean Systems on PFAS Precursor Transformation. Biological Sciences. 89.

Wen B. et al. (2018). Behavior of N-ethyl perfluorooctane sulfonamido acetic acid (N-EtFOSAA) in biosolids amended soil-plant microcosms of seven plant species: accumulation and degradation. Sci. Total. Environ. 642, 366–373.

6.7) Données pour le 6:2 FTOH et 8:2 FTOH

Le tableau ci-dessous reprend l'ensemble des données retenues pour la détermination des valeurs limites. Des informations complémentaires sont données après ce tableau.

	Acronyme	Unité	EtFOSAA	MeFOSAA
Numéro CAS		Unité	647-42-7	678-39-7
Formule chimique			C8H5F13O	C10H5F17O
Terminologie ECHA			1H,1H,2H,2H-Perfluoro-1-octanol	1H,1H,2H,2H-Perfluoro-1-decanol
Composé organique			OUI	OUI
Composé se dissociant			NON	NON
Type : acide ou base			-	-
Constante de dissociation acide	pKa		-	-
Source			-	-
Masse molaire	M	g/mol	364.1	464.12
Source				
Température pour S		°C	25	25
Source			Comptox : valeur sécuritaire (Bhhatarai et al. 2011)	Comptox : valeur sécuritaire (Bhhatarai et al. 2011)
Solubilité dans l'eau	S	mg/L	18.62	0.148
Source			Comptox : valeur sécuritaire (Bhhatarai et al. 2011)	Comptox : valeur sécuritaire (Bhhatarai et al. 2011)
Température pour Vp		°C	25	25
Source			Comptox : valeur sécuritaire (Stock et al. 2004)	Comptox : valeur sécuritaire (Stock et al. 2004)
Pression de Vapeur	Vp	Pa	713	254
Source			Comptox : valeur sécuritaire (Stock et al. 2004)	Comptox : valeur sécuritaire (Stock et al. 2004)
Température pour H		°C	25	25
Source			Sander	Sander

Constante de Henry	H	Pa.m3/mol	2.72E+03	5.88E+03
Source			Sander (MG des valeurs expérimentales "M")	Sander (valeur la plus sécuritaire parmi les 3 valeurs expérimentales "M")
Coefficient de partage carbone organique/eau	Koc	L/kg	3160	2272
Log Koc			3.50	3.36
Source			Hawaï	RAIS
Coefficient de partage octanol/eau	Kow		38019	524807
Log Kow			4.58	5.72
Source			CompTox (average experimental)	CompTox (average experimental)
Coefficient de perméation dans la conduite d'eau	Dpe	m2/j		
Source			RIVM, report 711701023, 2001	RIVM, report 711701023, 2001
Dpvc	Dpvc	m2/j	Use model	Use model
Facteur de bioconcentration dans les pommes de terre	BCF Potatoes	$\frac{(\text{mg/kg}_{\text{ms}} \text{ plante})}{(\text{mg/m}^3_{\text{solution}} \text{ sol})}$ ou $\frac{(\text{mg/kg}_{\text{ms}} \text{ plante})}{(\text{mg/kg}_{\text{ms}} \text{ sol})}$	0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans les racines et tubercules	BCF Root and tuberos		0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans les plantes à bulbes	BCF bulbous plants		0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans les légumes-fruits	BCF fruit vegetables		0	0

Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans les choux	BCF Cabbages		0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans les légumes-feuilles	BCF leafy vegetables		0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans les légumineuses	BCF leguminous vegetables		0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans l'herbe	BCF grasses		0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de bioconcentration dans le maïs	BCF grain		0	0
Source			Voir commentaire	Voir commentaire
Facteur de biotransfert dans la viande de vache	BTF _{meat,beef}	(mg/kg fw)/(mg/l)	0	0
Facteur de biotransfert dans le foie de vache	BTF _{liver}	(mg/kg fw)/(mg/l)	0	0
Facteur de biotransfert dans les reins de vache	BTF _{kidney}	(mg/kg fw)/(mg/l)	0	0
Facteur de biotransfert dans le lait de vache	BTF _{milk}	(mg/kg fw)/(mg/l)	0	0
Facteur de biotransfert dans la viande de mouton	BTF _{meat,sheep}	(mg/kg fw)/(mg/l)	0	0
Facteur de biotransfert du sol vers les œufs	BTF _{soil,egg}	(mg/kg fw)/(mg/l)	0	0

Facteur de biotransfert de l'alimentation du poulet vers les œufs	BTF _{feed,soil}	(mg/kg fw)/(mg/j)	0	0
Coefficient de permabilité cutanée	Kp	cm/h	use model	use model
Source			[PROTOCOLE]	[PROTOCOLE]
Coefficient de transfert du polluant dans le sol à travers la peau	ABS		0.25	0.25
Source			[PROTOCOLE, par défaut]	[PROTOCOLE, par défaut]
Facteur d'absorption	FA		1	1
Source			FA dans domaine	FA dans domaine
VTR inhalation à seuil systémique	Inhalation TCA	mg/m ³	4.55E-03	3.85E-03
Source			dérivation voie à voie par (Gibb and O'Leary 2023)	dérivation voie à voie par (Gibb and O'Leary 2023)
VTR orale à seuil systémique	Oral TDI	mg/kg.j	1.30E-03	1.10E-03
Source			(Gibb and O'Leary 2023) sur base de (Miyata 2007; Serex et al. 2014)	(Gibb and O'Leary 2023), sur base de (Himmelstein et al. 2012; Ladics et al. 2008)
VTR cutanée à seuil systémique	Dermal TDU	mg/kg.j	1.30E-03	1.10E-03
Source			idem oral	idem oral
VTR inhalation à seuil locale	Inhalation TCA local	mg/m ³		
VTR orale à seuil locale	Oral TDI local	mg/kg.j		

VTR inhalation sans seuil	Inhalation UR	(mg/m³)-1		2.00E-06
Source				(8,37 après màj PFOA) (dérivation voie à voie, SPAQuE & ISSeP, 2025)
VTR orale sans seuil	Oral SF	(mg/kg.j)-1		7.00E-06
Source				(29,3 après màj PFOA) (SPAQuE & ISSeP, 2025)
VTR cutanée sans seuil	Dermal SF	(mg/kg.j)-1		7.00E-06
Source				(29,3 après màj PFOA) (SPAQuE & ISSeP, 2025)
VTR inhalation sans seuil locale	Inhalation UR local	(mg/m³)-1		
VTR orale sans seuil locale	Oral SF local	(mg/kg.j)-1		

	Valeur paramétrique eau potable Wallonie (Annexes XIV et XXXI Code de l'Eau) [µg/L]	Norme d'assainissement Flandre (AGF 14/12/2007) [µg/L]	Norme d'intervention Bruxelles-Capitale (Arrêté du 8/10/2015) [µg/L]	Valeur limite eau potable OMS (2017) [µg/L]	Valeur d'intervention Pays-Bas tableau 1 (2013) [µg/L]	Valeur limite EPA (MCL) [µg/L]	Valeur limite OEHHA (NL) [µg/L]	Valeur limite US-EPA dans l'eau du robinet [µg/L]	Niveau indicatif de pollution grave Pays-Bas tableau 2 (2013) [µg/L]	VTR orale (mg/kg.j)	ERU orale (mg/kg.j) ₁	Calcul VS_nappe SPAQuE – méthodologie OMS (µg/L)	Calcul VS_nappe SPAQuE sans seuil - méthodologie GRER C (µg/L)
6:2 FTOH										1.3E-03		7.8E+00	
8:2 FTOH										1.1E-03	7.0E-06	6.6E+00	8.6E+03

La valeur identifiée en gras est la valeur retenue pour la VL_nappe

Données de base

Les fluorotélomères alcools (FTOH) sont des substances polyfluorées alkylées (PFAS). Elles possèdent une chaîne fluorocarbonée couplée à une chaîne hydrocarbonée fonctionnalisée par un alcool sur le carbone terminal. La structure générale est donc de type : $\text{CF}_3-(\text{CF}_2)_n-(\text{CH}_2)_m-\text{OH}$. Les composés qui apparaissent principalement dans la littérature scientifique sont les 6:2- ; 8:2- ; et 10:2-FTOH dont les CASRN sont respectivement [647-42-7], [678-39-7] et [865-86-1].

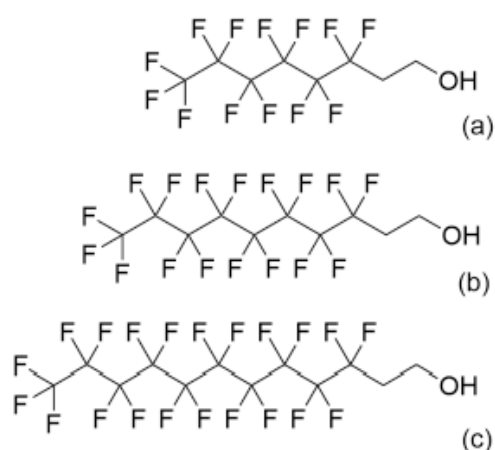


Figure 1. Formules topologiques du 6:2-FTOH (a) ; du 8:2-FTOH (b) et du 10:2-FTOH (c)

Informations générales sur les FTOH (Yoo, 2010 ; Just, 2022 ; Titaley, 2024)

Les FTOH sont utilisés pour leurs propriétés d'étanchéité aux graisses.

Les FTOH sont utilisés dans les industries du textile, de la tapisserie et des moquettes et dans les emballages alimentaires.

Les FTOH sont des produits de dégradation qui se forment par hydrolyse dans les boues d'épuration et les eaux usées contaminées par des PAP (fluorotélomère phosphates).

Les DiPAP sont utilisés comme surfactants dans l'industrie du papier/carton et se dégradent en FTOH et PAP dans les sols (aérobie).

Le 8:2 FTAC (FluoroTelomer Acrylate monomer), utilisé comme colorant et anti-salissure pour textiles est un précurseur du 8:2 FTOH.

Le 8:2 FTOH se dégrade en PFOA dans les sols en présence de microbes.

Le 8:2 FTOH a été le composé majoritaire dans les industries du textile jusqu'en 2020.

Depuis 2020 (suite à la demande d'éviter l'utilisation de PFAS à chaîne longue), le composé majoritaire est le 6:2 FTOH.

Ils sont volatils.

Les FTOH sont présents :

- dans l'air ambiant en Europe (181-288 pg Σ FTOH/m³) et sur le continent Nord-Américain (11-165 pg Σ FTOH/m³), avec les concentrations les plus élevées dans les zones urbaines. Les teneurs en FTOH mesurées à l'émission des industries de textiles et de moquettes sont de 1 à 2 ordres de grandeur supérieures aux émissions mesurées dans les sites de fabrication de fluorochemical ;
- dans les eaux de surface et dans les eaux de traitement des STEP présumées non impactées par les industries textiles, à des niveaux compris entre 0,003 et 78 ng/L ;
- dans les eaux collectées près d'industries textiles à des niveaux compris entre 2,1 et 43 ng/L ;
- dans les sols agricoles non impactés, les FTOH ne sont pas quantifiés ;
- dans les sols agricoles contaminés par des boues de STEP, le 6:2 FTOH a été mesuré à des teneurs allant de <0,9 à 2 ng/g et le 8:2 FTOH à des teneurs allant de 5 à 73 ng/g ;
- dans l'air du sol à des teneurs mesurées plus basses de 2 ordres de grandeur en comparaison avec les teneurs prédites par les modèles. Au droit d'un site de production de PFAS au New Jersey (USA), des mesures ont été réalisées dans les sols et dans l'air du sol. Pour des teneurs mesurées dans les sols de 2,38 et 3,56 ng/g en 6:2FTOH et 8:2FTOH respectivement, les teneurs mesurées dans l'air du sol étaient de 1,3 et 2,1 μ g/m³ (Schumacher, 2024).

A noter que le 5 :3 FTCA est un produit de dégradation intermédiaire entre 6:2 FTOH et PFHxA et est un PFAS majeur mesuré dans les lixiviats de décharges.

Métabolisme

Les FTOH sont réputés pouvoir être métabolisés en de nombreux composés per- ou polyfluorés carboxyliques (Butt et al. 2013; Nilsson et al. 2013). A titre d'exemple, Yang (Yang et al. 2020) et Nabb (Nabb et al. 2007) suggèrent que le 8:2–FTOH puisse in fine aboutir en PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA et PFNA1.

Nabb examine les processus de métabolisation en comparant notamment le rendement de la métabolisation chez l'homme, le rat, la souris et la truite tant sur des hépatocytes que sur des microsomes. L'exposition des hépatocytes humains au 8:2-FTOH conduit à la détection des 5 PFCA cités préalablement alors que les microsomes hépatiques humains ne métabolisent pas le composé en PFOA et PFNA. La comparaison de ces deux techniques sort du champ de cette évaluation. Le PFOA produit par les hépatocytes est présent en très faible proportion, de l'ordre de quelques dix millièmes. La cinétique de biotransformation humaine en exposition chronique reste inconnue et aucun modèle PBPK n'a été identifié.

Toxicologie

Aucune VTR n'a pu être identifiée parmi les bases de données usuellement consultées.

Une récente évaluation de Gibb et O'Leary (Gibb and O'Leary 2023) réalisée au bénéfice du département de la santé de l'état de Hawaii propose un jeu de VTR pour le 6:2- et le 8:2-FTOH pour des effets à seuils systémiques. Les propositions de Gibb et O'Leary sont basées sur une revue de la littérature ; l'approche scientifique est tout à fait défendable pour les effets à seuil. SPAQuE n'a pas identifié de travaux postérieurs à l'évaluation de Gibb et O'Leary qui seraient susceptibles de modifier leurs conclusions.

Les VTR provisoires⁶ de 1,3 µg/kg·j et 4,55 µg/m³ pour le 6:2-FTOH et 1,1 µg/kg·j et 3,85 µg/m³ pour le 8:2-FTOH sont donc sélectionnées bien que la conversion voie à voie⁷ mériterait un examen plus approfondi.

La VTR orale du 6:2-FTOH est basée sur la coloration des dents, cet effet peut être a priori considéré comme systémique (coloration intrinsèque). La VTR orale du 8:2-FTOH est basée sur des effets hépatiques.

Les fluorotélomères ne sont pas classés comme cancérigènes en tant que tels. Serex (Serex et al. 2014) rapporte l'absence de mutagénicité ou de génotoxicité pour le 6:2-FTOH. Toutefois, certains PFCA dont ils sont les précurseurs, sont considérés comme cancérigènes. En l'absence de données humaines (biomonitoring, PBPK) sur la nature et la proportion des PFCA produits par métabolisation suite à une exposition chronique à partir notamment des 6:2- et 8:2-FTOH, il est difficile de prédire une VTR (RfD ou OSF) tenant compte des effets cancérigènes dus aux produits de biotransformation.

⁶ L'Etat d'Hawaii a dérivé des valeurs guides provisoires (Provisional Guidance Values) qui pourraient être assimilées à des VTI dans le jargon accepté en Wallonie par le Comité VTR.

⁷ Conversion voie à voie en considérant un adulte de 70 kg qui respire 20 m³ par jour.

Aux seules fins de travail avec S-RISK, après concertation avec l'ISSeP, nous proposons de pondérer la VTR sans seuil du PFOA pour la voie orale par la proportion de PFOA (&PFNA) produit sur base notamment de l'étude de Nabb. Nous fixons la proportion à 1/1000, de telle sorte que la VTR sans seuil du 8:2-FTOH basée sur la VTR actuellement présente dans S-RISK pour le PFOA (VTR orale sans seuil : 0,07 (mg/kg·j)-1) s'établisse à $7 \cdot 10^{-6}$ (mg/kg·j)-1

Toutefois, le comité VTR a récemment sélectionné une VTR sans seuil pour le PFOA (OSF) de 0,0293 (ng/kg·j)-1 calculé par l'US-EPA (US-EPA 2024). Le comité VTR, opte pour cette VTR par mesure de précaution dans l'attente de données supplémentaires sur la génotoxicité du PFOA dont le mécanisme d'action cancérigène pourrait être à seuil (uniquement non mutagène) selon la position soutenue par Santé Canada (Santé-Canada 2018). Si cette VTR est transcrite dans S-RISK, l'OSF du 8:2-FTOH devient égal à 29,3 (mg/kg·j)-1. Les VTR sans seuil par inhalation sont établies par dérivation voie à voie. Au vu du caractère volatil du 8:2-FTOH, comme évoqué pour les effets à seuil, la dérivation voie à voie est faite avec réserve.

Le 6:2-FTOH est considéré comme non cancérigène.

Concernant le 10:2-FTOH, des études sont en cours au NTP et il est prématuré de se prononcer au sujet de ce composé.

Conclusions

6:2-FTOH

VTR à seuil systémique orale : 1,3 µg/kg·j ((Gibb and O'Leary 2023) sur base de (Miyata 2007; Serex et al. 2014)

VTR à seuil systémique respiratoire : 4,55 µg/m³ (dérivation voie à voie par (Gibb and O'Leary 2023))

8:2-FTOH

VTR à seuil systémique orale : 1,1 µg/kg·j ((Gibb and O'Leary 2023), sur base de (Himmelstein et al. 2012; Ladics et al. 2008))

VTR à seuil systémique respiratoire : 3,85 µg/m³ (dérivation voie à voie par (Gibb and O'Leary 2023))

VTR sans seuil systémique orale : $7 \cdot 10^{-6}$ (mg/kg·j)-1 (SPAQuE & ISSeP, 2025) en attendant la mise à jour de S-RISK

VTR après mise à jour PFOA : 29,3 (mg/kg·j)-1 (SPAQuE & ISSeP, 2025) dès mise à jour de S-RISK

VTR sans seuil systémique respiratoire : $2 \cdot 10^{-6}$ (mg/m³)-1 (dérivation voie à voie, SPAQuE & ISSeP, 2025) en attendant la mise à jour de S-RISK

VTR après mise à jour PFOA : 8,37 (mg/m³)-1 (SPAQuE & ISSeP, 2025) dès mise à jour de S-RISK

Références bibliographiques pour les VTR

Butt CM, Muir DCG, Mabury SA. 2013. Biotransformation pathways of fluorotelomer-based polyfluoroalkyl substances: A review. *Environ Toxicol Chem* 33:243–267; doi:10.1002/etc.2407.

Gibb, O'Leary. 2023. Risk Evaluation of Select PFAS: Report to the Hawaii State Department of Health. Himmelstein MW, Serex TL, Buck RC, Weinberg JT, Mawn MP, Russell MH. 2012. 8:2 fluorotelomer alcohol: A one-day nose-only inhalation toxicokinetic study in the Sprague-Dawley rat with application to risk assessment. *Toxicology* 291:122–132; doi:10.1016/j.tox.2011.11.005.

Ladics GS, Kennedy GL, O'Connor J, Everds N, Malley LA, Frame SR, et al. 2008. 90-Day Oral Gavage Toxicity Study of 8-2 Fluorotelomer Alcohol in Rats. *Drug Chem Toxicol* 31:189–216; doi:10.1080/01480540701873103.

Miyata K. 2007. Twenty-eight day repeated dose oral toxicity study of the 13F-EtOH in rats.

Nabb DL, Szostek B, Himmelstein MW, Mawn MP, Gargas ML, Sweeney LM, et al. 2007. In Vitro Metabolism of 8-2 Fluorotelomer Alcohol: Interspecies Comparisons and Metabolic Pathway Refinement. *Toxicol Sci* 100:333–344; doi:10.1093/toxsci/kfm230.

Nilsson H, Kärman A, Rotander A, Van Bavel B, Lindström G, Westberg H. 2013. Biotransformation of fluorotelomer compound to perfluorocarboxylates in humans. *Environ Int* 51:8–12; doi:10.1016/j.envint.2012.09.001.

Santé-Canada. 2018. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique : l'acide perfluorooctanoïque (APFO). Santé Canada = Health Canada:Ottawa (Ontario). Serex T, Anand S, Munley S, Donner EM, Frame SR, Buck RC, et al. 2014. Toxicological evaluation of 6:2 fluorotelomer alcohol. *Toxicology* 319:1–9; doi:10.1016/j.tox.2014.01.009.

US-EPA. 2024. Human Health Toxicity Assessment for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Related Salts"

Yang Y, Meng K, Chen M, Xie S, Chen D. 2020. Fluorotelomer Alcohols' Toxicology Correlates with Oxidative Stress and Metabolism. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 256* (P. De Voogt, ed). Vol. 256 of *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer International Publishing:Cham. 71–101.

Valeurs de Kow

Les FTOHs sont des composés amphiphiles avec une tête hydrophile (groupement -OH) et une queue hydrophobe (chaîne alkyle). Ce sont des surfactants non ioniques, à savoir qu'ils ne se dissocient pas à pH environnementaux ($pK_a > 14$). De part cette propriété, Kow peut paraître un paramètre pertinent pour calculer un Koc et des facteurs de bioconcentration. Les FTOHs ont généralement des valeurs de Kow plus élevées que les PFAS ioniques, indiquant donc une plus grande hydrophobicité. Le fait que les FTOHs aient des propriétés de surfactant complique l'interprétation et la mesure des valeurs de Kow. Ils vont préférentiellement s'agréger aux interfaces entre l'octanol et l'eau, former des micelles ou agrégats à certaines concentrations. La méthode OCDE 123 dite méthode du brassage lent doit être utilisée dans le cas de tels composés pour éviter le transfert de micro-gouttelettes d'octanol dans la phase aqueuse et ainsi obtenir des valeurs de Kow consolidées. Cette méthode est valable pour des $\log Kow \geq 5$.

Source des valeurs de Kow

- Pour le 6:2 FTOH: $\log Kow = 4,58$ (valeur moyenne de CompTox)
- Pour le 8:2 FTOH: $\log Kow = 5,72$ (valeur moyenne de CompTox)

Problématique méthodologique

En examinant les références utilisées pour calculer ces moyennes dans CompTox, il ressort que certaines valeurs proviennent de modèles prédictifs (non expérimentaux)

Les valeurs expérimentales proviennent de deux publications : Rayne and Forest, 2009 ; Carmosini and Lee, 2008. Ces articles révèlent que les méthodes expérimentales utilisées pour déterminer le Kow ne correspondent pas à la méthode du brassage lent, ce qui rend ces valeurs potentiellement inadaptées à notre contexte d'étude.

Possibilité d'utilisation conditionnelle des valeurs de Kow

L'utilisation de ces valeurs pourrait être acceptable si la concentration micellaire critique (CMC) est largement supérieure à la solubilité du composé dans l'eau. Dans ce cas, le composé atteindrait sa limite de solubilité avant la formation de micelles, minimisant ainsi les effets d'agréation interfaciale qui compliquent les mesures de Kow.

Cas du 8:2 FTOH

- Solubilité dans l'eau : 0,2 mg/L
- CMC expérimentale : 9282 mg/L (selon l'ITRC)

- L'ITRC indique que la formation d'hémi-micelles peut commencer à des concentrations aussi faibles que $0,001 \times \text{CMC}$

À la limite de solubilité du 8:2 FTOH, la formation d'hémi-micelles n'est pas envisageable car cette limite est bien inférieure à la concentration nécessaire. Le 8:2 FTOH étant non dissociant et ne présentant pas d'activité interfaciale significative, l'utilisation du Kow obtenu par des méthodes autres que le brassage lent pourrait théoriquement être acceptable.

Cependant, comme la valeur de CMC n'est basée que sur une seule mesure expérimentale, la SPAQuE fait le choix de ne pas utiliser cette valeur de Kow.

Cas du 6:2 FTOH

Aucune valeur de CMC n'étant disponible pour le 6:2 FTOH, nous ne pouvons pas utiliser sa valeur de Kow.

Choix de la pression de vapeur (Vp)

Les valeurs moyennes de pression de vapeur répertoriées dans CompTox présentent deux problèmes principaux :

1. **Conditions de mesure variables** : Les données proviennent de mesures effectuées à différentes températures, ce qui rend les comparaisons incohérentes.
2. **Problèmes de traçabilité** : Certaines valeurs mentionnées dans CompTox ne correspondent pas aux données présentes dans les références bibliographiques citées.

En raison de ces incohérences, nous avons procédé à une analyse critique des données de CompTox. Les résultats de cette analyse sont présentés dans les tableaux ci-dessous :

6:2 FTOH

Source dans Comptox	Vp (mm Hg)	Vp (Pa)	Source des données	T (°C)	Choix et explication
Tetko et al. 2011 ⁴	0,0750062	10	Krusic et al. 2005	Non précisée (NP)	Non valide car la valeur n'a pas été retrouvée dans la source d'origine
Danish Report 2015	0,165764	22,1	Danish Report 2015 cite Ding & Peijnenburg, 2013 qui référencent 3 valeurs issues de Stock et al. 2004, Lei et al. 2004 et Bhatarai and Gramatica 2010	23	Non valide. La valeur de 22,1 Pa est issue de Bhatarai and Gramatica 2011 (valeur de logVp = -0,78 mmHg) qui est une valeur prédite.

⁴ La référence « Tetko et al. 2011 » correspond à « Tetko et al. J Comput Aided Mol Des. 2011; 25(6):533-54 », référencé dans Comptox en tant que : Tetko IV et al. Online chemical modeling environment (OCHEM): web platform for data storage, model development and publishing of chemical information. (J Comput Aided Mol Des. 2011; 25(6):533-54). DOI : 10.1007/s10822-011-9440-2

Tetko et al. 2011	0,195016	26	Eger et al. 1999	23	Non retenue car la valeur donnée par le fabricant ne mentionne pas la façon dont la pression de vapeur a été trouvée.
Tetko et al. 2011	0,217518	29	Krusic et al. 2005	NP	Non valide car la valeur n'a pas été retrouvée dans la source d'origine
Tetko et al. 2011	0,344842	46	Oberg and Liu 2011	25	Valide (méthode expérimentale extrapolée à 25°C)
Tetko et al. 2011	0,345144	46,02	Présumé Bhatarai and Gramatica 2011 avec une éventuelle erreur d'arrondi	25	Non valide car incertitude concernant la source et possible erreur d'arrondi
Bhatarai and Gramatica 2011	0,346737	46,23	Bhatarai and Gramatica 2011	23	Valide. L'article indique utiliser d'autres sources qui ne sont pas consultables mais elles ont été considérées comme valides : SRC PhysProp database (valide car utilisée dans le protocole de la BD PNN) et EU-FP6 PERFORCE (valide car il s'agit d'un projet européen focalisé sur les composés perfluorés, cette source semble donc suffisamment fiable). Mais les valeurs à 25°C sont priorisées.
Tetko et al. 2011	0,675056	90	Van Roon and Voogt 2008	29,85	Non valide car la source n'a pas été retrouvée
Tetko et al. 2011	0,810067	108	Krusic et al. 2005	35	Valide (méthode expérimentale extrapolée à 35°C) mais les valeurs à 25°C sont priorisées.
Danish Report 2005 Tetko et al. 2011	5,34794	713	Stock et al. 2004	25	Valide (méthode expérimentale extrapolée à 25°C)
Tetko et al. 2011	6,57054	876	Lei et al. 2004	25	Non valide car il s'agit d'une pression de vapeur de type « supercooled liquid-vapor pressure ». Selon le protocole, ce type de données doit être exclu.

De plus, l'article de **Lei et al. 2004** fournit aussi la valeur de **145,2Pa à 25°C** (non citée dans Comptox). Cette valeur est retenue comme valide.

Trois valeurs sont retenues comme valides à une température identique. La valeur la plus sécuritaire est retenue, soit celle de **713 Pa à 25°C** (Stock et al.2004).

8:2 FTOH

Source dans Comptox	Vp (mm Hg)	Vp (Pa)	Source des données	T (°C)	Choix et explication
Danish Report 2015	0,012301	1,64	Danish Report 2015 cite Ding & Peijnenburg, 2013 qui citent Bhatarai and Gramatica 2011	25	Non valide car il s'agit d'une valeur prédite. Elle correspond à la valeur de log Vp = -1,91 mmHg dans Bhatarai and Gramatica 2011.
Tetko et al. 2011	0,0157513	2	Krusic et al. 2005	21	Non valide car la valeur est calculée

Tetko et al. 2011	0,0225019	3	Krusic et al. 2005, la valeur est issue de Kaiser et al. 2004	21	Valide (méthode expérimentale extrapolée à 21°C) mais les valeurs à 25°C sont priorisées.
Tetko et al. 2011	0,0292524	4	Krusic et al. 2005	21	Non valide car la valeur est calculée
Tetko et al. 2011	0,0337528	4,5	Cobranchi et al. 2006	NP	La valeur de 4,5Pa n'a pas été retrouvée dans la source et la température est inconnue
Bhatarai and Gramatica, 2011	0,0501187	6,682	Bhatarai and Gramatica, 2011	23	Valide. L'article indique utiliser d'autres sources qui ne sont pas consultables mais elles ont été considérées comme valides : SRC PhysProp database (valide car utilisée dans le protocole de la BD PNN) et EU-FP6 PERFORCE (valide car il s'agit d'un projet européen focalisé sur les composés perfluorés, cette source semble donc suffisamment fiable). Mais les valeurs à 25°C sont priorisées.
Tetko et al. 2011	0,0501324	6,684	Oberg et Liu 2011 qui cite Krusic et al. 2005	25	Non valide car la valeur n'est pas retrouvée dans la source d'origine.
Tetko et al. 2011	0,0502343	6,697	Présumé Bhatarai and Gramatica 2011 avec une éventuelle erreur d'arrondi	23	Non valide car incertitude concernant la source et possible erreur d'arrondi
Tetko et al. 2011	0,150012	20	Van Roon and Voogt 2008	29,85	Non valide car la source n'a pas été retrouvée
Tetko et al. 2011	0,232519	31	Cobranchi et al. 2006	25	Valide
Tetko et al. 2011	1,70264	227	Lei et al. 2004	25	Non valide car il s'agit d'une pression de vapeur de type « supercooled liquid-vapor pressure ». Selon le protocole, ce type de données doit être exclu.
Tetko et al. 2011	1,87515	249,999	Ellis et al. 2003	24,85	Non valide. Aucune source citée clairement (« Unpublished data »)
Tetko et al. 2011	1,90516	254	Stock et al. 2004	25	Valide
Tetko et al. 2011	2371,9	316227,326	Source non retrouvée	-	Non valide. Source non retrouvée et valeur non cohérente (extrêmement haute)

De plus, l'article de **Lei et al. 2004** fournit aussi la valeur de **45,9Pa à 25°C**, mesurée par chromatographie gazeuse. Cette valeur est retenue comme valide.

Trois valeurs sont retenues comme valides à une température identique, la valeur la plus sécuritaire est retenue soit celle de **254 Pa à 25°C** (Stock et al. 2004).

Choix de la solubilité

Les valeurs moyennes de solubilité répertoriées dans CompTox présentent les mêmes incohérences que celles mise en évidence pour la pression de vapeur. Dès lors, nous avons procédé à une analyse critique des données de CompTox. Les résultats de cette analyse sont présentés dans les tableaux ci-dessous :

6:2 FTOH

Source dans CompTox	S (mol/l)	S (mg/L)	Source des données	T (°C)	Choix et explication
Tetko et al. 2011	3,29658E-05	12	Jensen et al. 2008 qui citent Heckster et al. 2003, citant Heckster et al. 2002	NP	Hekster et al. 2002 fournissent la valeur de 12 mg/l mais la source d'origine n'est pas précisée. Température non précisée.
Danish Report 2005	3,98236E-05	14,5	Heckster et al. 2003, citant Heckster et al. 2002	NP	La valeur de 14,5mg/l correspond à la moyenne de 12 et 17 mg/l. Ces valeurs sont issues de Hekster et al. 2002 qui ne précisent pas la source d'origine. Température non précisée.
Tetko et al. 2011	5,11544E-05	18,62	Bhhatarai et al. 2011	25	Valide. Donnée expérimentale (correspond à la valeur de logS = 1,27mg/l). L'article indique utiliser d'autres sources qui ne sont pas consultables mais elles ont été considérées comme valides : SRC PhysProp database (valide car utilisée dans le protocole de la BD PNN) et EU-FP6 PERFORCE (valide car il s'agit d'un projet européen focalisé sur les composés perfluorés, cette source semble donc suffisamment fiable)
Ding & Peijnenburg, 2013 Et NCCT_Physchem ⁵	5,16E-05	18,8	Liu and Lee 2007	22,5 +/- 0,4	Valide mais les valeurs à 25°C sont priorisées, en cohérence avec la température de H
Danish Report 2015 Et Tetko et al. 2011 Et NCCT_Physchem	5,21826E-05	19	Jensen et al. 2008	22	Jensen et al. 2008 citent d'autres sources. La valeur de 19mg/L n'a pas été retrouvée dans ces sources.

La valeur de **18,62mg/l à 25°C** (Bhhatarai et al. 2011) est retenue.

8:2 FTOH

Source dans Comptox	S (mol/l)	S (mg/L)	Source des données	T° (°C)	Choix et explication
Ding & Peijnenburg 2013 Et NCCT_Physchem	2,89 E-07	0,134	Ding & Peijnenburg 2013 citent Kaiser et al. 2004	12	Valide mais les valeurs à 25°C sont priorisées, en cohérence avec la température de H
Ding & Peijnenburg 2013 Et NCCT_Physchem	2,95 E-07	0,137	Ding & Peijnenburg 2013 citent Kaiser et al. 2004	25	Valide.
Danish Report 2005	3,01645E-07	0,14	Danish Report 2005 cite Heckster et al. 2003 qui citent Heckster et al. 2002	NP	Non valide. La valeur est issue de Heckster et al. 2002 qui ne précisent pas la source d'origine. Température non précisée.
Tetko et al. 2011 Et NCCT_Physchem	3,18769E-07	0,148	Bhatarai et al. 2011	25	Valide. Donnée expérimentale (correspond à la valeur de logS = -0,83 mg/l). L'article indique utiliser d'autres sources qui ne sont pas consultables mais elles ont été considérées comme valides : SRC PhysProp database (valide car utilisée dans le protocole de la BD PNN) et EU-FP6 PERFORCE (valide car il s'agit d'un projet européen focalisé sur les composés perfluorés, cette source semble donc suffisamment fiable)
Ding & Peijnenburg 2013 Et NCCT_Physchem	4,18 E-07	0,194	Ding & Peijnenburg 2013 citent Liu and Lee 2005	22,3 +/- 0,4	Valide mais les valeurs à 25°C sont priorisées, en cohérence avec la température de H
Ding & Peijnenburg 2013 Et NCCT_Physchem	4,83 E-07	0,224	Ding & Peijnenburg 2013 citent Liu and Lee 2005	22,3 +/- 0,4	Valide mais les valeurs à 25°C sont priorisées, en cohérence avec la température de H
Ding & Peijnenburg 2013 Et NCCT_Physchem	4,85 E-07	0,225	Ding & Peijnenburg 2013 citent Kaiser et al. 2004	60	Non valide en raison de la température de 60°C
Danish Report 2015 Et NCCT_Physchem	5,38651E-07	0,25	Danish Report 2015 cite Ding & Peijnenburg 2013, citant Liu and Lee 2005	22,3 +/- 0,4	Non conservé : la valeur de 0,25mg/L correspond à la moyenne des 2 valeurs citées dans Danish Report 2015. Ces deux valeurs étant celles issues de Liu and Lee 2005.
Ding & Peijnenburg 2013 Et NCCT_Physchem	6,85 E-07	0,318	Ding & Peijnenburg 2013 citent Kaiser et al. 2004	37	Non valide en raison de la température de 37°C

Deux valeurs sont retenues comme valides à une température identique. La valeur retenue est la valeur la plus sécuritaire, soit : **0,148mg/L à 25°C** (Bhatarai et al. 2011). Il est à noter que les valeurs considérées comme valides sont proches (0,137mg/L).

Coefficient de perméabilité cutanée – Kp

Un Kp issue de données expérimentales doit être nécessairement introduit dans le cas de PFAS. Ce paramètre n'ayant pas été trouvé dans la littérature, le Kp est calculé par S-Risk en cochant la case « use model ».

Evaluation du transfert sol/plante et élaboration/sélection de BCF sol/plante

Sur base d'une revue de la littérature (non exhaustive) réalisée en avril 2025 et de la revue de la littérature déjà réalisée en 2021 par Lesmeister (Lesmeister, 2021), il existe peu de données relatives à des BCF sol/plante pour 6:2 FTOH et 8:2 FTOH.

Etude de Yoo (2011)

Cette étude, initiée en 2007 et poursuivie en 2009, a consisté en des prélèvements et analyses de sols et d'herbe au droit de terres agricoles contaminées par des épandages de boues d'épuration à Decatur (USA). Les épandages de boues de STEP sur ces parcelles agricoles ont été autorisés pendant une dizaine d'années. Les données disponibles de concentrations dans les sols et dans les plantes ont permis de calculer des BCF pour 3 échantillons (sur 23 paires). Les données ainsi que les calculs de BCF sont repris dans le tableau ci-dessous. On observe que le sol est peu contaminé en 6:2 FTOH, ce qui ne permet pas d'évaluer un transfert. Concernant le 8:2 FTOH, le BCF varie de 0,02 à 0,1, montrant une faible bioaccumulation de ce composé dans l'herbe. L'herbe étant destinée à l'alimentation du bétail et non à la consommation humaine, ces informations ne seront pas utilisées dans S-Risk mais permettent de savoir que le transfert sol/plante ne semble pas significatif (à ce stade des connaissances, avril 2025).

6:2 FTOH				8:2 FTOH			
Sample ID	C_soil (ng/g dry soil) - mean	C_plant (ng/g dry weight) = GRASS	BCF	Sample ID	C_soil (ng/g dry soil) - mean	C_plant (ng/g dry weight) = GRASS	BCF
09C1	< LOQ	< LOQ		09C1	11	1,14	0,1036
09D1	2	< LOQ		09D1	33	0,69	0,0209
09F1	<0,9	0,66		09F1	65	1,5	0,0231

Etude de Just (2022)

En 2018, en Allemagne, des échantillons de sol (en pots) ont été enrichis (*spiked*) avec du 6:2 et 8:2 FTOH (entre autres composés) puis ensemencés avec des graines de maïs (sélection d'une variété convenant à la fois pour la nourriture du bétail et pour la consommation humaine). Après 84 jours de croissance, les échantillons de maïs ont été analysés. Puis, 10 jours après la récolte, les sols ont été analysés à nouveau. Les FTOH ont été analysés par GC-PCI-MS.

Le 6:2 FTOH se dégrade dans le sol principalement en PFHxA> PFPeA> PFBA avec des taux de transfert dans la plante supérieurs à ceux du 8:2 FTOH.

Le 8:2 FTOH se dégrade dans le sol en PFOA> PFHpA> PFHxA> PFPeA> PFBA.

Les taux de transfert du 8:2FTOH et du 6:2 FTOH *en termes de produits de dégradation* dans le maïs sont de 0,37% et de 0,17% respectivement.

Aucun BCF (Concentration en FTOH dans la plante/Concentration en FTOH dans le sol) n'a pu être établi en raison de l'absence d'analyse de FTOH dans la plante mais uniquement des produits de dégradation.

Etude de Zhang H. (2015)

L'étude réalisée par Zhang H. (2015) consiste au développement d'une méthode analytique pour mesurer les FTOH dans les sols et les végétaux, la méthode UHPLC couplée à la spectrométrie de masse. Deux échantillons de sol et 2 échantillons de maïs ont été collectés en 2013 dans des champs agricoles contaminés par des amendements de bio-solides de la province de Shandong (Chine). Les analyses de 6:2 FTOH et de 8:2 FTOH ainsi que les calculs de BCF sont reportés dans le tableau ci-dessous.

6:2 FTOH				8:2 FTOH			
Sample ID	C_soil (ng/g dry soil) - mean	C_plant (ng/g dry weight) = MAIZE	BCF	Sample ID	C_soil (ng/g dry soil) - mean	C_plant (ng/g dry weight) = MAIZE	BCF
Plant 1-Root	31,2	1,74	0,0558	Plant 1-Root	12,8	< LOD	
Plant 1- Straw	31,2	< LOD		Plant 1- Straw	12,8	< LOD	
Plant 1-Leaf	31,2	1,84	0,0590	Plant 1-Leaf	12,8	< LOD	
Plant 2-Root	57,4	1,97	0,0343	Plant 2-Root	25,1	< LOD	
Plant 2- Straw	57,4	< LOD		Plant 2- Straw	25,1	< LOD	
Plant 2-Leaf	57,4	6,36	0,1108	Plant 2-Leaf	25,1	< LOD	

Les parties de maïs analysées correspondent à l'alimentation du bétail et non à la consommation humaine. Néanmoins, les BCF calculés (C_plante en ng/g MS)/C_sol en ng/g MS) indiquent un faible transfert du 6:2 FTOH (avec un BCF compris entre 0,03 et 0,11) et l'absence de transfert du 8:2 FTOH dans le maïs.

Etude de Zhang Y. (2023)

L'étude réalisée par Zhang Y. (2023) n'est pas disponible en accès libre.

Conclusion

Au vu des résultats mis en évidence dans les différentes publications mentionnées dans ce document, le transfert sol-plante semble faible. Les BCF et BTF ont donc été encodées à zéro. **Par manque de données robustes, SPAQuE recommande de ne pas calculer d'exposition par ingestion de légumes, de viande et de lait et par conséquent de ne pas établir de VL_H pour l'usage agricole (usage II) et d'établir une VL_H pour l'usage III en écartant la consommation de légumes. La VL_H établie pour l'usage III est donc uniquement valable pour un usage résidentiel sans jardin potager.**

Références bibliographiques

Bhhatarai, B.; Gramatica, P. Prediction of Aqueous Solubility, Vapor Pressure and Critical Micelle Concentration for Aquatic Partitioning of Perfluorinated Chemicals. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45 (19), 8120–8128.

Brunn P., Jensen A. A., Wallström E. (2005). More environmentally friendly alternatives to PFOS-compounds and PFOA. Environmental Project No. 1013 2005, Miljøprojekt. (Cité en tant que Danish Report 2005).

Carmosini, N.; Lee, L. S. Partitioning of Fluorotelomer Alcohols to Octanol and Different Sources of Dissolved Organic Carbon. *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42 (17), 6559–6565.

Cobranchi D., Botelho M., Buxton W., Buck R., Kaiser M. (2006). Vapor pressure determinations of 8-2 fluorotelomer alcohol and 1-H perfluorooctane by capillary gas chromatography Relative retention time versus headspace methods. *Journal of Chromatography A*, 1108, 248–251.

Danish Environmental Protection Agency (2015). Short-chain Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). Environmental project No. 1707, 2015 (Cité en tant que Danish Report 2015).

Ding, G.; and Peijnenburg, W. J. G. M. Physicochemical Properties and Aquatic Toxicity of Poly- and Perfluorinated Compounds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2013, 43 (6), 598–678.

Eger E., Ionescu P., Laster MJ., Gong D., Hudlicky T., Kendig JJ, Harris RA, Trudell JR, Pohorille A. (1999). Minimum alveolar anesthetic concentration of fluorinated alkanols in rats: relevance to theories of narcosis. *Anesthesia and analgesia*, 88 (4); 867-76

- Ellis D., Martin J., Mabury S. (2003). Atmospheric Lifetime of Fluorotelomer Alcohols. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 3816-3820
- Hekster, F. M.; Laane, R. W. P. M.; de Voogt, P. Environmental and Toxicity Effects of Perfluoroalkylated Substances. *Rev Environ Contam Toxicol* 2003, 179, 99–121.
- Hekster F., de Voogt P., Pijnenburg A., Laane R. (2002). Perfluoroalkylated substances. Aquatic environmental assessment. Report RIKZ/2002.043.
- Jensen A., Poulsen P., Bossi r. (2008). Survey and environmental/health assessment of fluorinated substances in impregnated consumer products and impregnating agents. Survey of Chemical Substances in Consumer Products. No. 99.
- Just H. et al. (2022). Degradation and Plant Transfer Rates of Seven Fluorotelomer Precursors to Perfluoroalkyl Acids and F-53B in a Soil-Plant System with Maize (*Zea mays* L.). *J. Agric. Food Chem.* 2022, 70, 8920–8930.
- Kaiser M., Cobranchi D., Chai Kao C.-P., Krusic P., Marchione A., Buck R. (2004). Physicochemical Properties of 8-2 Fluorinated Telomer B Alcohol. *J. Chem. Eng. Data*, 49, 912-916
- Krusic P., Marchione A., Davidson F., Kaiser M., Kao C.-P., Richardson R., Botelho M., Waterland R., Buck R. (2005). Vapor Pressure and Intramolecular Hydrogen Bonding in Fluorotelomer Alcohols. *J. Phys. Chem. A*, 109, 6232-6241
- Lei Y., Wania F., Mathers D., Mabury S. (2004). Determination of Vapor Pressures, Octanol-Air, and Water-Air Partition Coefficients for Polyfluorinated Sulfonamide, Sulfonamidoethanols, and Telomer Alcohols. *J. Chem. Eng. Data*, 49, 1013-1022
- Lesmeister L. et al. (2021). Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants – A review. *Science of The Total Environment* 2021, 766, 142640.
- Liu J., Lee L. (2005). Solubility and Sorption by Soils of 8:2 Fluorotelomer Alcohol in Water and Cosolvent Systems. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 7535-7540
- Liu J., Lee L. (2007). Effect of Fluorotelomer Alcohol Chain Length on Aqueous Solubility and Sorption by Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 5357-5362
- Oberg T., Liu T. (2011). Extension of a prediction model to estimate vapor pressures of perfluorinated compounds (PFCs). *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 107, 59–64
- Rayne, S.; and Forest, K. Perfluoroalkyl Sulfonic and Carboxylic Acids: A Critical Review of Physicochemical Properties, Levels and Patterns in Waters and Wastewaters, and Treatment Methods. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 2009, 44 (12), 1145–1199.
- Schumacher B. et al. (2024). Distribution of select per- and polyfluoroalkyl substances at a chemical manufacturing plant. *J Hazard Mater.* 2024 February 15; 464: 133025.

Shoeib, M.; Harner, T.; Ikonomou, M.; Kannan, K. Indoor and Outdoor Air Concentrations and Phase Partitioning of Perfluoroalkyl Sulfonamides and Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38 (5), 1313–1320.

Stock, N. L.; Lau, F. K.; Ellis, D. A.; Martin, J. W.; Muir, D. C. G.; Mabury, S. A. Polyfluorinated Telomer Alcohols and Sulfonamides in the North American Troposphere. *Environ Sci Technol* 2004, 38 (4), 991–996.

Stock, N. L.; Ellis, D. A.; Deleebeeck, L.; Muir, D. C. G.; Mabury, S. A. Vapor Pressures of the Fluorinated Telomer Alcohols--Limitations of Estimation Methods. *Environ Sci Technol* 2004, 38 (6), 1693–1699.

Titaley I. (2024). Chemical transformation, exposure assessment, and policy implications of fluorotelomer alcohol partitioning from consumer products to the indoor and outdoor environment—from production to end-of-life. *Environ. Sci. Adv.*, 2024, 3, 1337

Yoo H. et al. (2010). Concentrations, Distribution, and Persistence of Fluorotelomer Alcohols in Sludge-Applied Soils near Decatur, Alabama, USA. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8397-8402

Yoo H. et al. (2011). Quantitative Determination of Perfluorochemicals and Fluorotelomer Alcohols in Plants from Biosolid-Amended Fields using LC/MS/MS and GC/MS. *Environ. Sci. Technol.* 45, 7985-7990

Zhang Y. et al. (2023). Highly Efficient and Simultaneous Analysis of Three Common Fluorotelomer Alcohols in Vegetables and Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry. J. Agric. Food Chem.* 2023, 71, 30, 11704–11715

Zhang H. et al. (2015). Determination of fluorotelomer alcohols and their degradation products in biosolids-amended soils and plants using ultra-high performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1404 (2015) 72–80