anses

Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Octobre 2025

Connaître, évaluer, protéger

Avis de l'Anses
Saisine n°2022-SA-0198

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 14 octobre 2025

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

relatif aux « Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance »[1]

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.
L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.
Elle contribue également à assurer la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux, l'évaluation des propriétés nutritionnelles et fonctionnelles des aliments et, en évaluant l'impact des produits réglementés, la protection de l'environnement.
Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du Code de la santé publique).
Ses avis sont publiés sur son site internet.

L'Anses a été saisie le 8 novembre 2022 par la Direction générale de la santé (DGS), la Direction générale de l'alimentation (DGAL), la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF), la Direction générale du travail (DGT) et la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) pour la réalisation de l'expertise suivante : Demande d'avis relatif à l'évaluation des risques sanitaires et des expositions aux composés alkyles per- et polyfluorés (PFAS) et à la priorisation des substances en vue de mesures de gestion des risques. Celui-ci a été reformulé comme suit : « Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance ».

[1] Cette version annule et remplace la version du 23 septembre 2025. Les modifications apportées sont indiquées dans l'Annexe 1.

1 Contexte et objet de la saisine

1.1 Contexte

Les composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) constituent une large famille de substances chimiques (plus de 4000 composés[2]) fabriquées depuis les années 1930 et utilisées dans de nombreuses applications industrielles et produits de consommation courante. L'origine des PFAS dans l'environnement est donc exclusivement anthropique. Cette famille de composés chimiques présente un caractère persistant dans l'environnement, en raison de la stabilité de la liaison chimique carbone-fluor qui confère aux PFAS une résistance à la dégradation thermique, chimique et biologique. Ces substances contaminent tous les compartiments de l'environnement : eaux, air, sols, sédiments et biotes. Certains PFAS se retrouvent ainsi dans la chaîne alimentaire, du fait de leur capacité à être accumulés dans les organismes vivants, notamment chez l'Homme et peuvent entraîner des effets sur la santé (Académie des sciences, 2025).

La réglementation européenne ne concerne que certains usages et certains PFAS. Le PFOA et le PFOS sont strictement interdits, certains usages sont déjà restreints (mousses anti-incendies) et une proposition de restriction globale visant à encadrer en Europe la fabrication et la mise sur le marché de substances, mélanges et articles contenant des PFAS est en cours d'examen par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA). En France, par anticipation des dispositions européennes qui pourraient être mises en place, une loi interdit[3], à compter du 1er janvier 2026, la fabrication, l'importation, l'exportation et la mise sur le marché des cosmétiques, produits de fartage (pour les skis) et vêtements, chaussures et leurs imperméabilisants contenant des PFAS, à l'exception des textiles d'habillement et des chaussures de protection pour les professionnels notamment ceux ayant des missions de défense nationale ou de sécurité civile qui seront listés par décret.

Plusieurs directives européennes ont pris en considération certains PFAS, notamment la Directive n°2000/60/CE, dite Directive cadre sur l'eau (DCE), et la Directive n° 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH). Cette dernière a été transposée en droit français en janvier 2023 pour une application des dispositions au plus tard au 12 janvier 2026. En anticipation de cette mise en application, une instruction n° DGS/EA4/2025/22 du 19/02/25 relative à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés perfluorés (PFAS) dans les eaux destinées à la consommation humaine a précisé les modalités de suivi de la qualité de l'eau des PFAS sur l'ensemble du territoire par les Agences régionales de santé (ARS).

[2] Selon de récents travaux, la famille des PFAS pourrait comprendre près de 15 000 substances (14735 selon la base de données de la CompTox (Août 2022) :https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASSTRUCT).

[3] Loi n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000051260902, consulté le 6/03/2025) – tous les autres textes règlementaires se trouvent dans la partie bibliographie.

Un plan interministériel sur les PFAS a été publié[4] pour structurer les actions en réponse aux préoccupations grandissantes en prenant en compte les enjeux sanitaires et environnementaux.

1.2 Objet de la saisine

L'Anses a été saisie sur un périmètre particulièrement large, à la fois en nombre de substances de la famille des PFAS et en étendue du champ des travaux ; le cadrage de la saisine a été défini après un examen approfondi. Les demandes qui figurent dans le courrier de saisine sont les suivantes :

- *réaliser une mise à jour de l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de PFAS dans les EDCH (intégrant la détermination d'une ou plusieurs valeurs guides) en tenant compte des 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184 ;*
- *établir un état des lieux des données sur les expositions actuelles aux PFAS en identifiant les principales sources d'exposition de la population française à ces substances. Vous pourrez notamment vous appuyer sur les résultats de l'enquête Esteban et ceux issus du programme HBM4EU[5] ;*
- *analyser les données relatives aux contaminations environnementales ainsi que les données de production, d'importation et d'utilisation de ces substances chimiques afin d'estimer les PFAS pour lesquels les expositions seraient les plus importantes dans la population. Les domaines concernés sont l'alimentation, l'eau potable, les MCDA, les produits cosmétiques, les produits phytopharmaceutiques, les autres usages (industriels, mousse anti-incendie).*

La saisine transmise s'inscrit dans un contexte marqué par le dépôt début 2023 d'une proposition de restriction, au titre du règlement n°1907/2006 dit REACH, visant la famille des PFAS dans leur ensemble. Le soutien de la France à cette restriction, portée par cinq pays européens, fait partie de l'axe 2 du plan gouvernemental sur les PFAS publié début 2023[6] et de l'action 10 du plan d'action interministériel sur les PFAS publié en avril 2024[7] qui intègre et remplace le plan précédent.

À l'issue du processus réglementaire d'instruction par l'ECHA de cette proposition de restriction, les mesures de gestion qui pourraient être décidées au niveau européen s'imposeraient *de facto* au niveau français.

Dans ce cadre, et considérant les délais prévus pour l'examen de cette proposition de restriction, il n'apparaissait pas pertinent de mobiliser une expertise collective de l'Anses sur l'ensemble des sujets proposés dans la saisine. Il a été acté avec les tutelles de concentrer les travaux d'expertise sur la question de surveillance dans les milieux.

Les questions de la saisine ont donc été reformulées par l'Anses selon plusieurs axes :

a. pour les 20 PFAS listés dans la directive n°2020/2184 : recensement des valeurs de référence (VR) existantes pour l'eau de boisson. Pour cela, les VR pour l'eau de boisson publiées par des agences sanitaires ont été recherchées et décrites. En

[4] Plan interministériel sur les PFAS : le gouvernement se mobilise pour répondre aux enjeux sanitaires et environnementaux | Ministères Aménagement du territoire Transition écologique, consulté le 25/04/2025

[5] HBMEU : initiative européenne (Horizon2020) sur la biosurveillance. https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2017/03/French.pdf

[6] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/22261_Plan-PFAS.pdf

[7] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/2024.04.05_Plan_PFAS.pdf

complément, les valeurs toxicologiques de référence (VTR) long terme par voie orale publiées par d'autres institutions ne s'étant pas positionnées sur les eaux de boisson seront compilées et les VR pour l'eau de boisson correspondante seront estimées ;

b. état des lieux des dispositifs de surveillance existants en France (plan de surveillance / plan de contrôle, filières concernées, valeurs réglementaires, performances analytiques) ;
c. bilan de la contamination des différents milieux (eaux, aliments, air/poussières intérieures (incluant l'exposition professionnelle), sols, produits de consommation) et des données de biosurveillance ;
d. définition d'une méthode de priorisation des PFAS pour les milieux considérés ;
e. hiérarchisation des PFAS à considérer pour la surveillance dans les différents milieux et pour la biosurveillance sur la base de la méthodologie précédemment définie ;
f. recommandations d'évolutions à apporter aux dispositifs de surveillance (populations générale et professionnelle), dont des propositions de valeurs guides sanitaires (VGS) pour les EDCH pour certains PFAS ;
g. élaboration de VTR long terme par voie orale pour certains PFAS, seuls et/ou en mélange. À noter que ces travaux en matière de VTR pour la famille des PFAS sont à considérer dans le cadre du protocole d'accord établissant le programme de travail VTR ;
h. travail d'élaboration de commentaires de l'Anses dans le cadre du processus européen de consultation publique de la restriction.

L'Anses a préalablement indiqué que les questions relatives aux sujets suivants ne pourront pas être traitées dans le cadre de cette saisine :

- la présence des PFAS dans l'alimentation animale[8] ;
- l'écotoxicité des PFAS.

[8] Les travaux se focalisent sur la santé humaine dans une approche globale de l'alimentation. Si au cours des travaux d'expertise, une problématique liée à l'alimentation animale comme source de contamination des denrées d'origine animale est identifiée, cela pourra être traité le cas échéant dans le cadre d'une nouvelle saisine.

2 Organisation de l'expertise

2.1 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Janvier 2024) ».

Les travaux sur les PFAS ont mobilisé différents collectifs d'experts en fonction des questions à instruire et des domaines de compétences concernés (Figure 1).

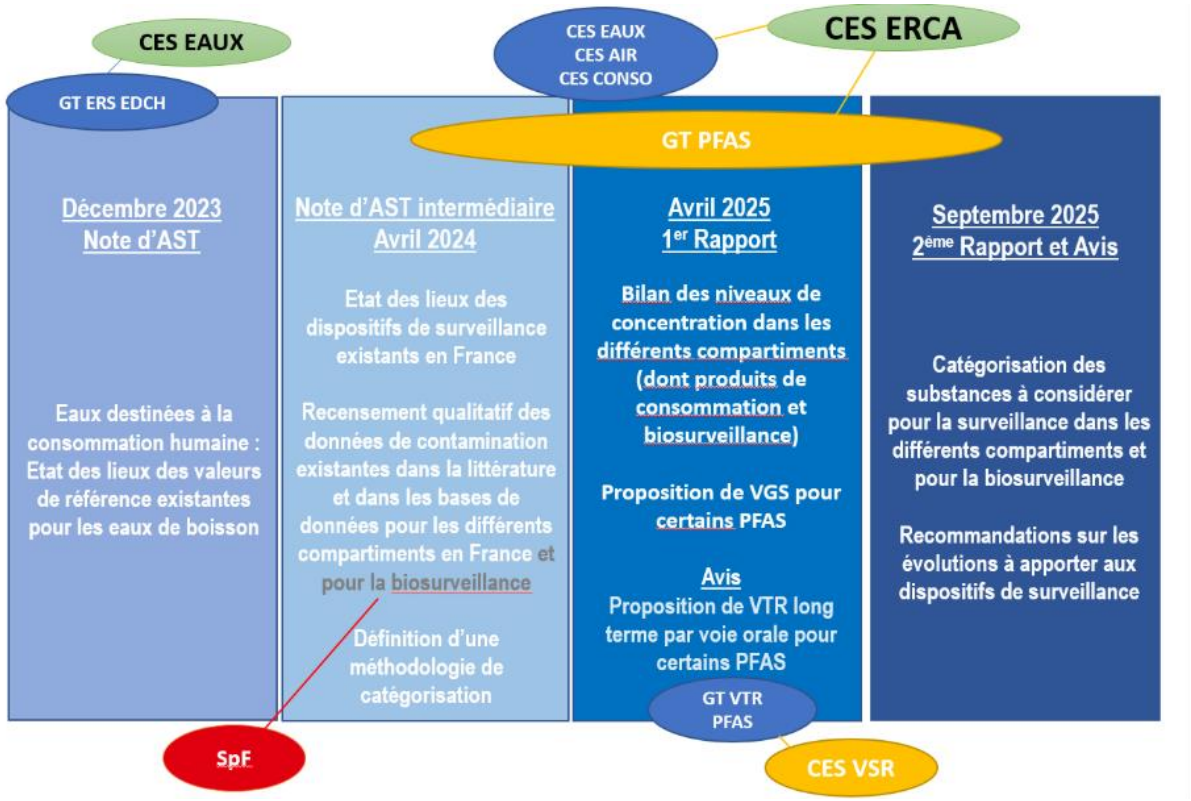


Figure 1. Schéma présentant le découpage des questions, les collectifs d'experts mobilisés et les livrables associés.

GT PFAS : « PFAS : contaminations, surveillance et hiérarchisation » ; CES ERCA : « Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments » ; CES VSR : « Valeurs sanitaires de référence » ; CES AIR : « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » ; CES CONSO : « Évaluation des risques chimiques liés aux articles et produits de consommation » ; GT ERS EDCH : « Évaluation des risques sanitaires associés aux paramètres chimiques des eaux destinées à la consommation humaine » ; SpF : Santé Publique France; AST : appui scientifique et technique

La question « a » de la saisine a fait l'objet d'une expertise conduite par le groupe de travail (GT) « Évaluation des risques sanitaires associés aux paramètres chimiques des eaux destinées à la consommation humaine » et validée par le CES « Eaux ». La note d'appui scientifique et technique (AST) a été transmise le 28 décembre 2023 aux ministères commanditaires de la saisine et publiée sur le site de l'Agence.

La question « g » fait l'objet de l'expertise du GT VTR PFAS, rattaché au CES « Valeurs sanitaires de référence » (VSR), constitué pour répondre spécifiquement à cette question. Elle est donc hors du champ de ce rapport. Il est attendu du GT VTR PFAS la proposition de VTR pour certains PFAS parmi les 20 PFAS réglementés dans les EDCH et le fluorotélomère 6:2 FTSA; ceci fait l'objet d'un autre livrable (Anses, 2025b).

La première partie de la question « h », (renforcer la prévention à la source par le soutien au projet de restriction déposé auprès de l'ECHA), a été traitée, l'Anses ayant transmis des commentaires dans le cadre de la consultation publique[7]. L'Anses assure le suivi de cette proposition de restriction tout au long de son processus d'instruction, *via* le site internet de l'ECHA, ainsi que les autres travaux de l'agence européenne concernant plus spécifiquement des groupes ou certaines substances.

L'expertise réalisée en réponse aux questions « b » à « f » relève du domaine de compétences du CES « Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments » (ERCA) en tant que CES pilote.

L'Anses a confié l'instruction de cette saisine au groupe de travail « PFAS : contaminations, surveillance et hiérarchisation » (PFAS), rattaché au CES ERCA.

Les collectifs suivants ont également été mobilisés dans leur domaine de compétences :

- CES « Eaux » ;
- CES « Évaluation des risques chimiques liés aux articles et produits de consommation » (CES CONSO) ;
- CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES Air) ;
- GT « Evaluation des matériaux et auxiliaires technologiques dans le domaine de l'alimentation et de l'eau » (GT MATAE)

Les réponses aux questions « b », « c » et « d » ont fait l'objet d'une note intermédiaire d'AST en avril 2024. En raison de la modification du degré de priorité des travaux du GT réorientés sur la proposition d'une méthode de catégorisation, et des délais contraints, le périmètre de l'étude de la question « c » s'était limité au recensement qualitatif des données de contamination existantes dans la littérature et dans les bases de données pour les différents compartiments en France ; le bilan quantitatif était indiqué comme faisant l'objet d'un second livrable. La réalisation du bilan des données de biosurveillance a été confiée à Santé publique France (SpF), saisie par l'Anses dans le cadre de cette expertise. Ce bilan a ensuite été complété par des travaux menés par le GT PFAS.

La restitution détaillée de ces données quantitatives intégrant le volet relatif aux données de biosurveillance a fait l'objet d'un rapport en avril 2025 (Partie 1).

Pour répondre à la question « d », au regard des délais impartis, une première approche de la méthode de catégorisation a été proposée dans la note d'AST intermédiaire en avril 2024. Celle-ci a été testée, précisée et modifiée et fait l'objet du second rapport d'expertise traité comme une seconde partie de la saisine (Partie 2) et permet de répondre à la **question « e »**.

La réponse à la question « f » relative à la détermination de valeurs guides sanitaires dans les eaux destinées à la consommation humaine (VGS EDCH) pour les 20 PFAS réglementés dans les EDCH et le fluorotélomère 6:2 FTSA, est détaillée dans la partie 1 du rapport. A noter que le TFA ne fait pas partie de la liste des PFAS considérés par le GT VTR PFAS puisqu'une proposition de VTR par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) est attendue pour fin 2025 dans le cadre d'une saisine qui lui a été adressée par la Commission Européenne. Le GT PFAS a confié le volet « VGS EDCH » à des rapporteurs. Sur la base du guide d'élaboration (Anses, à paraître), les travaux ont permis de proposer des VGS EDCH pour les PFAS pour lesquels une VTR long terme par voie orale a été construite

par le GT VTR PFAS (question « g »). **La réponse à la question « f » relative aux recommandations d'évolutions à apporter aux dispositifs de surveillance** fait l'objet du second rapport d'expertise (Partie 2).

Les travaux d'expertise du GT PFAS, pour les questions **« d », « e » et « f »** ont été présentés régulièrement au CES ERCA (tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques) entre septembre 2023 et septembre 2025. Les travaux ont également été présentés au cours de cette même période aux CES EAUX, CONSO et AIR ainsi qu'au GT MATAE.

Ces travaux sont ainsi issus de collectifs d'experts aux compétences complémentaires.

Ils ont été adoptés par le CES « ERCA » réuni le 11 septembre 2025.

2.2 Prévention des risques de conflits d'intérêts

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

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet https://dpi.sante.gouv.fr/.

3 Analyse et conclusions du CES ERCA et du GT PFAS

3.1 Méthodologie

Le périmètre des travaux du GT concerne les PFAS (au sens de la définition OCDE de 2021). Les polymères ont été écartés faute de données suffisantes et du fait de propriétés (autant physico-chimiques que toxicologiques) différentes de celles des monomères. Les PFAS d'usage phytosanitaire et pharmaceutique n'ont pas été systématiquement intégrés à l'étude (car les sources d'informations et règlementation associées à ces molécules sont spécifiques) mais certaines molécules sont présentes dans les travaux en raison d'autres usages (ex : TFA).

Les compartiments et sous-compartiments considérés dans ce travail sont listés dans le Tableau 1 ci-dessous :

Tableau 1. Compartiments et sous-compartiments considérés dans le cadre de cette saisine

Compartiments	Sous-compartiments
Air, poussières, sols	Air extérieur phase gazeuse
	Air extérieur phase particulaire
	Air extérieur phase totale
	Air intérieur phase gazeuse
	Air intérieur phase particulaire
	Air intérieur phase totale
	Poussières extérieures
	Poussières intérieures
	Sols
Aliments	Alimentation infantile
	Boissons
	Céréales et légumineuses
	Fruits, légumes et dérivés
	Lait et produits laitiers
	Lait maternel
	Miel et sucre
	Poissons et produits de la mer
	Produits de panification, pâtisseries et biscuits
	Produits gras
	Produits transformés
	Sauces, assaisonnements et condiments
	Viandes
	Œufs et ovoproduits
Milieux aquatiques et eaux de boisson	Eaux souterraines (ESO), Eau
	Eaux de surface (ESU), Biote
	Eaux de surface (ESU), Eau

	Eaux de surface (ESU), Sédiments
	Eaux conditionnées
	Eaux distribuées
	Mer, Biote
	Mer, Eau
	Mer, Sédiments
	Ressources pour la production d'EDCH
Biosurveillance	Population générale
	Population professionnelle
Produits de consommation*	Textiles
	Cosmétiques
	Produits d'entretien et de bricolage
	Farts de ski
	Produits d'hygiène
	Papèterie
	Autres produits de consommation

**Le compartiment « Produits de consommation » n'a pas été considéré dans la seconde partie du travail sur la catégorisation. En revanche, il a été considéré comme source de contamination des autres sous-compartiments.*

3.1.1 Bilan de la contamination par les PFAS de différents compartiments

Afin de réaliser un bilan le plus exhaustif possible (rapport-Partie 1) et de couvrir l'ensemble des données disponibles au moment de la réalisation des travaux sur le bilan de la contamination, deux sources de données ont été exploitées : celles issues de la littérature et celles compilées dans des bases de données (publiques ou fournies par des organismes privés) à la date de clôture de l'exercice de collecte (septembre 2024).

Plusieurs traitements ont été réalisés :

- les données aberrantes ont été autant que possible identifiées et supprimées,
- les données de différentes natures (individuelles, agrégées, composites) ont été combinées en appliquant des pondérations selon le type de données,
- les données censurées[9] ont été traitées selon trois hypothèses :
  - hypothèse basse (HB) ;
  - hypothèse haute (HH) ;
  - scénario sans censure dit « quantifié » basé uniquement sur les valeurs quantifiées.

En complément des données sur les PFAS individuels, le GT a considéré les sommes de PFAS, à savoir :

- la somme des concentrations des quatre PFAS[10] dénommée $\sum_4$PFAS , issue du règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 fixant les teneurs maximales (TM)

[9] Résultats inférieurs aux limites de sensibilité analytique (limite de détection (LOD) ou de quantification (LOQ) selon les cas).
[10] PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS

réglementaires individuelles pour le PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS et une teneur maximale pour la somme des 4 PFAS dans les denrées alimentaires

- la somme des concentrations des 20 PFAS réglementés dans les EDCH[11], dénommée $\sum_{20}$PFAS. Les concentrations correspondant à ces sommes sont calculées à partir des concentrations individuelles de chacun des PFAS.

La $\sum_{4}$PFAS et la $\sum_{20}$PFAS sont calculées uniquement lorsque les quatre ou les 20 PFAS sont recherchés simultanément dans un même échantillon.

Les tableaux complets de statistiques descriptives calculées pour l'ensemble des données, par compartiment, pour tous les PFAS, en considérant les trois hypothèses de traitement des données censurées (hypothèses HB, HH et scénario quantifié), sont disponibles en annexe 9 (rapport-Partie 1).

Du fait du grand nombre de données disponibles, il a été décidé de ne présenter et discuter dans ce rapport que les résultats du traitement des données quantifiées et les statistiques descriptives de la distribution des concentrations. Pour chacun des sous-compartiments, des tableaux de synthèse des résultats pour tous les PFAS sont présentés, affichant les statistiques descriptives jugées pertinentes par le GT, selon le nombre de données disponibles. Seules les concentrations des PFAS quantifiés plus de cinq fois (Nq>5) dans la matrice considérée sont reportées dans les tableaux. Ce nombre est jugé suffisamment robuste pour pouvoir calculer une médiane (Tableau 2). Ce nombre d'échantillons a également servi de base pour définir les classes de recherche décrites par la suite (cf. 3.1.2.).

Tableau 2. Critères de prise en compte des statistiques descriptives en fonction du nombre d'échantillons

Nombre (N) de données	Moyenne	Min	médiane	P90	P95	P99	Max
N=1							*
2=<N<=5		x					x
5<N<30	x	x	x				x
30=<N<80	x	x	x	**X**	**X**	**X**	x
80=<N<160	x	x	x	x	**X**	**X**	x
160=<N<800	x	x	x	x	x	**X**	x
>=800	x	x	x	x	x	x	x

* : valeur unique, **X** : non robuste

Tous les jeux de données constitués ont été traités par le GT en distinguant les contextes de leur acquisition :

[11] PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS.

(i) des données obtenues à l'issue de campagnes de mesures en réponse à une problématique PFAS identifiée, qualifiés de « **pression ou contamination en PFAS caractérisée (PCC)** »**;**

(ii) des données acquises dans différents contextes ou pour répondre aux enjeux réglementaires actuels, *a priori* sans problématique PFAS connue, qualifiés de « **pression ou contamination en PFAS non caractérisée (PCNC**) ».

La nécessité de distinguer le contexte est liée à l'exploitation et à l'interprétation des résultats car les niveaux de concentration ou les fréquences de quantification obtenues peuvent être très différents selon le contexte (par exemple, contamination diffuse *vs* contamination liée à une source connue). Les deux types de jeux de données ont donc été discriminés autant que possible[12].

La méthodologie détaillée utilisée pour le traitement et la présentation des données relatives à la présence de PFAS (données d'occurrence) dans les différents compartiments est décrite dans le chapitre 7.1 du rapport-Partie 1.

3.1.2 Proposition d'une méthode de catégorisation

Les travaux relatifs à la catégorisation des PFAS (Rapport-Partie 2) s'appuient sur les résultats du bilan de la contamination par les PFAS dans les différents compartiments considérés (à l'exception des produits de consommation pris uniquement en compte en tant que source de contamination).

La méthode proposée consiste à positionner les substances dans une matrice croisant deux scores : d'une part, un score d'occurrence (SO), spécifique à chaque sous-compartiment, fondé sur les informations et pondérations relatives à l'occurrence de la substance ; et d'autre part, un score de toxicité (ST), commun à l'ensemble des compartiments, fondé sur les informations et pondérations relatives à sa toxicité.

Le score d'occurrence d'une substance est établi sur la base de critères d'occurrence spécifiques d'un sous-compartiment (ou d'un groupe d'aliments pour le compartiment « Alimentation »), tandis que le score de toxicité repose sur des critères de toxicité propres à la substance elle-même indépendamment du sous-compartiment où elle pourrait être retrouvée.

La répartition des PFAS dans cette matrice vise, pour chacun des PFAS, à différencier leur statut actuel, et à proposer les actions de surveillance à mener.

Le Tableau 3 ci-dessous synthétise les différents critères et scores intermédiaires pris en compte dans le calcul du score d'occurrence total (SO total).

[12] Cependant pour les compartiments « milieux aquatiques » et « EDCH », les notions de PCC et PCNC n'ont été utilisées que pour les données issues d'articles scientifiques. Les données dites publiques et privées (cf. paragraphe 6.2.5 du rapport-Partie 1) ont été considérées comme PCNC (à l'exception des jeux de données traités séparément) en l'absence d'identification possible.

Tableau 3. Tableau de synthèse des critères, scores et poids pris en compte dans le calcul du score d'occurrence total (SO total)

	Bases de données existantes pour le compartiment considéré				Revue de la littérature				Présence dans les autres compartiments			Sources				
Critères et scores intermédiaires	Classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Classe de la Concentration médiane	So1 max	Classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Classe de la Concentration médiane	So2 max	Retrouvé dans d'autres compartiments (oui/non)*	Proportion de compartiments**	So3 max	Existence d'une source de contamination (oui/non)*	Si oui, classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Poids de la Propriété PC***	So4 max
Intervalle des poids et SO max	1 à 6	0 à 1	1 à 10	(6*1)+10=16	1 à 6	0 à 1	1 à 10	(6*1)+10=16	0 ou 1	0 à 1	1*1=1	0 ou 1	1 à 6	0 à 1	0,5 à 5	1*6*1*5=30
Pondérations											*16					/30*16
Calcul	SO1 (Classe de recherche*Proportion résultats quantifiés)+ classe concentration				SO2 (Classe de recherche*Proportion résultats quantifiés)+ classe concentration				SO3 Présence*Proportion compartiments			SO4 Existence d'une source*classe de recherche*Proportion résultats quantifiés*Poids propriété PC				
SO total	SO1 + SO2 + SO3*16 + (SO4/30)*16															

*Oui=1; Non=0

**Pourcentage correspondant au nombre de compartiments dans lesquels la substance a été quantifiée/le nombre total des 33 sous-compartiments

*** Propriété physico-chimique pertinente pour le sous-compartiment considéré

Ce calcul permet d'établir un SO total pour chaque substance recherchée dans au moins un sous-compartiment d'intérêt. Ce SO total résulte de la somme de 4 scores intermédiaires.

Pour un composé donné, la disponibilité de données concernant le nombre de recherches, sa fréquence de quantification et sa concentration dans le sous-compartiment considéré ont permis de déterminer le niveau d'information sur son occurrence, via les bases de données (SO1) et via les données bibliographiques (SO2).

L'existence d'informations pour les autres compartiments et les sources de contamination associées aux propriétés physico-chimiques propres à chaque substance ont été utilisées comme données additionnelles (SO3 et SO4).

Un SO total élevé caractérise une substance qui a été très recherchée et quantifiée dans le sous-compartiment considéré et dont les gammes de concentration mesurées font partie des concentrations les plus fortes.

Des SO totaux moyens caractérisent des substances pour lesquelles les informations sont parcellaires ou manquantes dans un sous-compartiment donné, mais qui ont été quantifiées dans d'autres sous-compartiments ou pour lesquelles une source d'émission a été identifiée.

Le Tableau 4 ci-dessous synthétise les différents critères et scores intermédiaires pris en compte dans le calcul du score de toxicité total (ST total).

Tableau 4. Tableau de synthèse des critères, scores et poids pris en compte dans le calcul du score de toxicité total (ST total)

Critères et scores intermédiaires	Existence d'une VTR	Existence d'une évaluation CMR			Existence d'une classification du potentiel PE	Existence de données d'écotoxicité
	ST1	ST2			ST3	ST4
		C	M	R		
Intervalle des poids	1 à 16	0 à 16	1 à 16	1 à 16	1 à 16	1 à 16
Calcul		Valeur maximale entre C, M et R				
ST total	ST1 + ST2 + ST3 + ST4					

Ce calcul permet de discriminer les substances par sous-compartiment **selon le niveau de connaissance** de leur potentiel de toxicité pour l'Homme et les écosystèmes en s'appuyant sur les scores intermédiaires suivants :

- ST1 : existence d'une VTR ou de données toxicologiques expérimentales ou de données épidémiologiques,
- ST2 : existence d'une classification CMR[13],
- ST3 : existence d'une classification du potentiel de perturbation endocrinienne (PE),
- ST4 : existence de données d'écotoxicité.

Un ST total élevé (ST≥19) caractérise une substance qui a fait l'objet d'études expérimentales multiples et sur le long terme ; c'est à dire des études qui ont révélé un profil toxicologique préoccupant pour la santé humaine ou les écosystèmes et/ou ayant justifié un classement au plan réglementaire, voire une interdiction d'utilisation et de production.

Un ST total faible (ST≤5) caractérise une substance dont la toxicité et l'écotoxicité n'ont pas été évaluées.

Un ST total intermédiaire (5<ST<19) correspond aux substances pour lesquelles les informations sont parcellaires.

L'objectif de ce travail de catégorisation était d'identifier les PFAS à inclure dans des stratégies de surveillance afin de mieux documenter leur présence et leurs concentrations dans les différents sous-compartiments en vue de mettre en œuvre, si nécessaire, des mesures de protection des populations et de l'environnement adaptées à chaque situation ou des études spécifiques quant à leur toxicité.

Le GT a choisi de traiter les groupes de molécules de manières différentes, avec des approches graduées de surveillance, selon la robustesse des informations utilisées. Pour ce faire, le GT s'est appuyé sur le critère « classe de recherche » dans les bases de données[14] (nombre de fois où une molécule a été recherchée dans le sous-compartiment-cf. Tableau 2) considéré comme le plus robuste, pour catégoriser les molécules en 3 groupes distincts :

- données issues des classes 4 à 6, c'est-à-dire de 80 à plus de 800 recherches ;
- données issues des classes 2 à 3, c'est-à-dire de 1 à 79 recherches ;
- données de la classe 1, c'est-à-dire non recherché dans le sous-compartiment considéré.

3.1.2.1 Représentations graphiques par sous-compartiment

Pour chacun des sous-compartiments étudiés, les résultats sont présentés sous forme de graphiques positionnant les PFAS selon leur SO total (0 à 64) et selon leur ST total (d'un ST total de 4 « aucune information » à un score maximal de 64 « nombreux travaux et évaluations ») (cf. Chapitre 6 du rapport-Partie 2).

Les PFAS sont répartis en 3 graphiques correspondant aux classes 1, 2-3 et 4-6 d'un même sous-compartiment. Les représentations graphiques et leur interprétation sont disponibles

[13] Cancérogène, Mutagène, Reprotoxique

[14] Sauf pour le compartiment "air, poussières et sols" où seules les données de la littérature ont été exploitées du fait du manque de données issues des bases de données disponibles.

dans le rapport-Partie 2 pour chacun des sous-compartiments. Un exemple est fourni ci-dessous (Figure 2).

Les substances les plus à droite selon l'axe des abscisses (SO total) sont celles qui sont les plus recherchées et quantifiées ; celles positionnées en haut de l'axe des ordonnées (ST total) sont celles qui sont les mieux documentées concernant leur toxicité. Les PFAS présentant ce profil d'occurrence et de toxicité sont donc situés en haut et à droite des graphiques. Au contraire, les PFAS les moins recherchés et les moins documentés sont situés à gauche et en bas du graphique pour la classe considérée, le seuil de 4 (valeur minimale du ST total) étant indiqué dans chaque graphique par une ligne rouge en pointillés.

Un ST total compris entre 4 et 19 traduit une toxicité insuffisamment étudiée (souvent uniquement des données écotoxicologiques sont disponibles).

Dans les graphiques des classes 4 à 6, les substances sont différenciées par un code couleur selon leur nombre de quantification (nq = 0, ≤5, >5). Aucun code couleur n'a été appliqué aux graphiques des classes 2-3 car le nombre de recherches a été considéré comme insuffisant.

Le chiffre apparaissant en haut à gauche de chacun des graphiques indique le nombre (n) de substances présentes sur le graphique ; les points pouvant se superposer, l'acronyme de tous les PFAS n'a pu être indiqué.

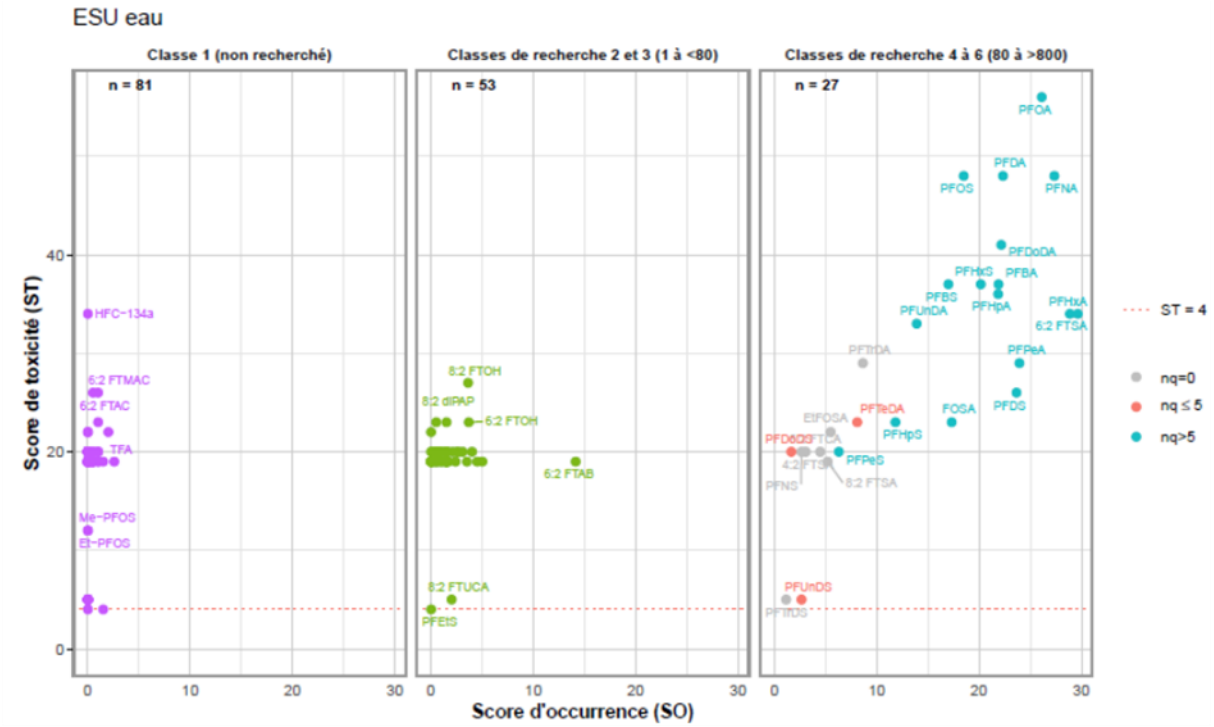


Figure 2. Exemple de représentation graphique pour illustrer la clé de lecture

(SO élevé : niveau élevé d'informations concernant l'occurrence ;
ST élevé : nombre élevé d'informations relatives à la toxicité)

3.1.2.2 Seuils d'affectation d'une molécule à un type de surveillance

L'affectation d'une molécule à un type de surveillance dépend de la classe de recherche, puis au sein d'un groupe, de son classement au regard des informations associées à sa toxicité et à son occurrence.

Différents seuils de décision ont été retenus par le GT, puis appliqués systématiquement à chaque sous-compartiment. Les résultats ont ensuite été consolidés à l'échelle du compartiment (ou de certains sous-compartiments) pour assurer une cohérence.

Sur la base des travaux et des réflexions menés par le GT, la matrice de catégorisation pour les classes de recherche 4 à 6 présente des substances, fréquemment recherchées avec, pour certaines d'entre elles, des taux de quantification très faibles ou nuls (représentation en gris ou rouge dans les graphes). Parmi ces dernières, certaines ont fait l'objet de proposition de suppression et pourront être retirées de la surveillance sous réserve de s'être assuré que les données utilisées soient robustes, notamment au regard des conditions de réalisation des analyses (méthode, limite de quantification (LOQ)).

3.1.2.2.1 Choix des seuils SO

Sur la base de la distribution des données, le GT a arbitrairement retenu la valeur seuil SO total de 5 comme seuil au-delà duquel le faisceau de preuves sur la présence de la substance dans le sous-compartiment considéré était suffisant. En dessous de ce seuil, les preuves de présence de la substance dans le sous-compartiment sont considérées comme insuffisantes, souvent portées par une présence dans les autres sous-compartiments (SO3) et/ou dans les sources (SO4).

En complément, l'identification de la molécule dans une source (SO4) est utilisée comme élément additionnel pour orienter des molécules vers une surveillance particulière.

3.1.2.2.2 Choix des seuils ST

Les PFAS présentant un ST≤5 correspondent à des PFAS pour lesquels les informations sont absentes ou lacunaires. Les PFAS dont le ST≥19 sont des molécules pour lesquelles les faisceaux d'informations relatives à leur toxicité sont considérés comme suffisants (correspond à au moins un poids maximal pour un des scores intermédiaires ST1, ST2, ST3 ou ST4) pour déclencher une surveillance au niveau du sous-compartiment.

3.1.2.2.3 Utilisation des seuils SO et ST pour affecter une molécule à un type de surveillance

Le Tableau 5 et la Figure 3 suivants résument l'affectation initiale des molécules dans un type de surveillance (cf 3.1.2.3) selon les seuils proposés.

Tableau 5. Recommandations de surveillance en fonction des seuils pris en compte

Classes de recherche		1	2 et 3	4 à 6
SO≥5	**ST<19**	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance exploratoire	Surveillance pérenne*
	ST≥19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + Surveillance exploratoire	Surveillance exploratoire	Surveillance pérenne*
SO<5	**SO4>0 et ST<19**	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non dans la surveillance
	SO4>0 et ST≥19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + Surveillance exploratoire	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non dans la surveillance
	SO4=0 et ST≤5	Pas de préconisation de surveillance		
	SO4=0 et 5<ST<19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + vérification des données existantes pour consolider le SO	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non dans la surveillance
	SO4=0 et ST≥19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + Surveillance exploratoire dans les sous-compartiments où Nq>5	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non dans la surveillance

**Pour le compartiment « air, sol et poussières », le corpus de données issues de la littérature française et/ou européenne est insuffisant pour recommander une surveillance pérenne. Une surveillance exploratoire est recommandée dans ces cas de figure.*

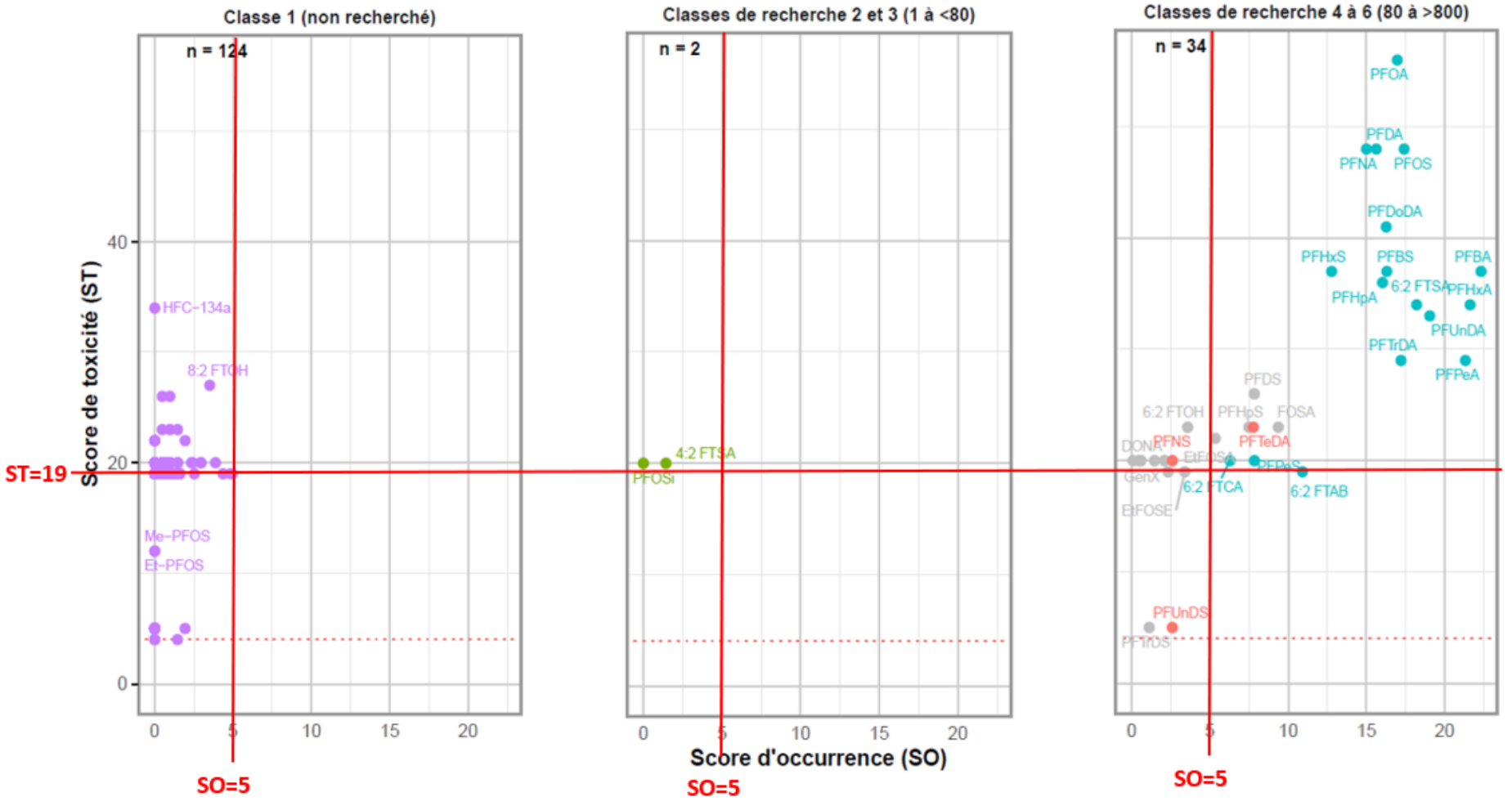


Figure 3. Représentation graphique des données et seuils de décision pris en compte

De ces seuils résultent une affectation initiale de chaque molécule dans chaque sous-compartiment à un type de surveillance.

Cette affectation initiale est uniquement liée aux données utilisées pour établir les critères ST et SO. Elle est donc très impactée par les données disponibles au moment de l'étude. Pour rappel, les niveaux de surveillance étant très hétérogènes, les choix des molécules sont parfois peu étayés, menant à des résultats entre sous-compartiments parfois peu cohérents avec la connaissance actuelle sur les PFAS. De plus, l'évolution rapide des connaissances sur les derniers mois n'a pu être prise en compte dans ce travail.

Par ailleurs, les méthodes d'analyse actuelles permettent d'analyser facilement et simultanément plusieurs molécules appartenant aux mêmes groupes chimiques. Il est donc apparu pertinent d'élargir la liste des molécules à rechercher à l'ensemble du groupe, afin d'enrichir les connaissances et de renforcer la robustesse des évaluations à venir. Cela concerne notamment les PFAS les plus connus des familles PFCA/PFSA[15].

Ainsi, une harmonisation des propositions de surveillance par compartiment ou entre sous-compartiments (ex : biote commun aux compartiments "milieux aquatiques" et Alimentation) est proposé pour définir une liste de molécules par type de surveillance et par sous-compartiment.

3.1.2.3 Propositions d'une stratégie graduelle et itérative de surveillance

Trois types de surveillance sont proposés pour répondre aux différents questionnements et enjeux mis en évidence, selon la position et la classe de recherche de chaque molécule. Deux niveaux de surveillance sont associés aux sous-compartiments. Leur dimensionnement est spécifique à chaque compartiment ou sous-compartiment, tandis que le troisième concerne la caractérisation des sources d'émission et des milieux de rejet associés.

3.1.2.3.1 Une surveillance pérenne

La surveillance pérenne a pour objectif d'acquérir des données fiables, et représentatives à l'échelle nationale, de la contamination pour des molécules dont la présence et l'enjeu sanitaire ou environnemental semblent avérés. Pour cela un nombre de points de mesures (stations ou échantillons) suffisant et représentatif des différents contextes de pression est nécessaire, dont les fréquences d'acquisitions sont compatibles avec une exploitation poussée des données et sur une durée suffisante pour évaluer des tendances d'évolution et pouvoir statuer sur l'occurrence, dans des conditions de prélèvements et de mesures robustes et harmonisées. Cette surveillance pourra s'appuyer, quand ils existent, sur les réseaux de surveillance déjà opérationnels à l'échelle nationale, représentatifs des différentes typologies de pression anthropiques (dont zones non impactées).

Elle concerne les molécules pour lesquelles le score d'occurrence est suffisamment étayé pour confirmer la pertinence de suivre régulièrement et largement une molécule présentant un SO élevé dans le sous-compartiment concerné (Tableau 5).

[15] Acides carboxyliques perfluorés et Acides sulfoniques perfluorés

3.1.2.3.2 Une surveillance exploratoire

Le principe de la surveillance exploratoire est de réaliser des acquisitions de données complémentaires sur des molécules dont la robustesse du SO total n'est pas considérée comme suffisante pour les orienter vers une surveillance pérenne ou pour les retirer de toute surveillance.

Les substances concernées par cette surveillance sont par exemple :

- des substances avec un SO total élevé mais insuffisamment recherchées dans le sous-compartiment d'intérêt pour intégrer la surveillance pérenne,
- des substances avec un score d'occurrence plus faible dans le compartiment d'intérêt mais un ST total élevé et des présomptions indirectes d'occurrence (SO4).

Cette surveillance pourrait être basée sur les mêmes réseaux que ceux de la surveillance pérenne, mais en réduisant la fréquence des campagnes de mesures (ex. *a minima* 2 campagnes annuelles pour les milieux aquatiques et le nombre d'échantillons/points de mesures tout en respectant une couverture nationale. Ceci permettrait d'orienter la molécule, à l'issue de cette surveillance exploratoire, soit vers un suivi pérenne si son SO est augmenté, soit de la maintenir dans la surveillance exploratoire, soit de la supprimer des listes de surveillance.

3.1.2.3.3 Une surveillance localisée aux sources et milieux connexes

Les données de surveillance des sources ont été utilisées et ont apporté une forte plus-value pour l'identification de nouvelles molécules d'intérêt dans les différents sous-compartiments. Elles sont actuellement trop parcellaires, et limitées à certaines émissions pour pouvoir en tirer un bénéfice maximal. Renforcer la surveillance des sources et des milieux connexes permettrait de statuer sur les sources d'émissions principales ou la non-émission de certains PFAS, ainsi que sur les sous-compartiments les plus pertinents à cibler en surveillance exploratoire. Elle permettrait également d'acquérir des mesures à proximité des sources d'émissions, donc en contexte « pire cas ». De plus, ces informations permettraient de définir les modalités pertinentes (méthodes de mesures et performances minimales requises, matrices des surveillance et fréquences échantillonnage) à leur inclusion dans des exercices de surveillance exploratoire.

Cette surveillance, effectuée de manière plus fréquente, pourrait être adaptée selon les usages des PFAS concernés, la typologie de leurs sources d'émissions ou en fonction des territoires (cf. notion de contexte Pression contamination caractérisée ou PCC en 3.1.1.), en intégrant simultanément les émissions et les milieux connexes, dont les différents sous-compartiments d'intérêt. Les substances concernées par cette surveillance peuvent être en particulier :

- des PFAS retrouvés dans des sources mais jamais ou très rarement recherchés dans le milieu connexe (milieu récepteur), ou les sous-compartiments d'intérêt ;
- des PFAS peu ou pas recherchés, mais dont le SO total élevé incite à explorer la question de l'occurrence.

Les PFAS proposés pour cette action sont présentés dans chaque sous-compartiment qui ont permis leur identification, et regroupés dans un chapitre spécifique.

3.1.3 Effet des traitements de potabilisation sur les concentrations en PFAS dans les eaux

Une synthèse de l'analyse des données bibliographiques et des éléments issus des auditions réalisées sur les effets des traitements de potabilisation sur les concentrations en PFAS dans les eaux a été réalisée. Cette synthèse est détaillée au chapitre 8 du rapport-Partie 1 et l'analyse complète est disponible en annexe 7 de ce même rapport.

3.1.4 Valeurs guides sanitaires dans les EDCH

Comme rappelé dans le contexte, l'un des objectifs de la saisine (question f) est de proposer des valeurs guides sanitaires (VGS) pour les EDCH pour les 20 PFAS réglementés et pour lesquels une VTR long terme par voie orale a été construite par le GT VTR PFAS (question g). De plus, dans le cadre de l'établissement de son programme de travail annuel sur les VTR, la DGPR et la DGS ont demandé à l'Anses d'ajouter dans l'expertise un fluorotélomère, le 6:2 FTSA. La synthèse des VGS calculées est faite dans le chapitre 3.2.3 de cet avis et détaillée dans le chapitre 9 du rapport-Partie 1.

3.2 Résultats

3.2.1 Synthèse du bilan relatif aux niveaux de concentrations en PFAS dans différents compartiments

Afin d'avoir une vision globale de la contamination de chaque compartiment par les PFAS, le GT PFAS a opté, à l'exception des compartiments « air/sols/poussières », pour différentes représentations graphiques permettant de visualiser :

1. le pourcentage de quantification des PFAS dans les différents sous-compartiments,
2. la concentration moyenne en PFAS dans chaque sous-compartiment.

Pour le compartiment « alimentation », les données issues des deux contextes d'acquisition PCC ou PCNC ont pu être traitées séparément, les études étant clairement identifiées, ce qui n'a pas été le cas pour le compartiment « Milieux Aquatiques et EDCH ».

Les résultats sont discutés pour chacun des PFAS individuellement, et pour les sommes ($\sum_4$PFAS, $\sum_{20}$PFAS) selon le cadre règlementaire défini pour le sous-compartiment concerné.

3.2.1.1 Compartiment « Alimentation »

Les résultats obtenus dans les deux contextes d'études (PCNC et PCC) sont discutés séparément.

Quel que soit le contexte dans lequel ont été produites les données (PCC ou PCNC), les pourcentages de quantification sont à mettre en regard des concentrations moyennes.

En contexte PCNC, les couples PFAS/sous-compartiment (Nq^{16} > 5) dans lesquels on observe le plus grand nombre d'analyses sont le PFOS dans les viandes ainsi que dans les poissons (d'eau douce et de mer) et produits de la mer, et le PFNA et le PFHxS dans les viandes.

Les taux de quantification les plus élevés sont observés pour le 6:2 FTSA dans les végétaux mais sur un nombre très faible d'échantillons (N=14) et avec une concentration moyenne parmi les plus faibles (0,03 $\mu g.kg^{-1}$), ainsi que pour le PFOS et le PFUnDA dans les poissons et produits de la mer (0,34 et 0,12 $\mu g.kg^{-1}$, respectivement) sur un nombre d'échantillons plus conséquent (681 et 387 respectivement).

Les concentrations moyennes les plus élevées sont mesurées pour le PFBA dans les viandes (1 $\mu g.kg^{-1}$) et le PFNA dans les œufs et ovoproduits (1,2 $\mu g.kg^{-1}$).

En contexte PCC, les couples PFAS/sous-compartiment (Nq > 5) pour lesquels on observe le plus grand nombre d'analyses sont le PFHxA dans les fruits, légumes et dérivés, tandis que les poissons et produits de la mer ont été peu investigués (maximum de 27 échantillons).

Les concentrations les plus élevées sont observées pour le PFOS dans les poissons (d'eau douce et de mer) et produits de la mer (2,7 $\mu g.kg^{-1}$), et les PFNA, PFTrDA et PFUnDA dans les œufs et ovoproduits (2,6, 1,8 et 1,7 $\mu g.kg^{-1}$, respectivement).

De manière générale, il est observé des concentrations moyennes plus élevées en PCC par rapport à PCNC :

- d'un facteur 2 pour les substances telles que le PFNA dans les œufs et ovoproduits, et le PFBA dans les fruits, légumes et dérivés ; ainsi que pour la $\sum_4$PFAS dans les œufs et ovoproduits ;
- d'un facteur de 6 à 8 pour le PFOS dans les poissons et produits de la mer et de 30 pour le PFHxA dans les fruits, légumes et dérivés.

En revanche, il y a peu de différences pour la $\sum_4$PFAS dans les poissons et produits de la mer entre PCC et PCNC.

3.2.1.2 Compartiment « Air, sols, poussières »

Actuellement, il n'existe pas de programme de surveillance en France des PFAS dans l'air, les poussières et le sol. Les données identifiées dans la littérature et transmises lors des sollicitations relatives à la mesure de PFAS dans ces compartiments sont limitées. En particulier, aucune donnée dans l'air intérieur en France n'a été identifiée. Par conséquent, la revue de la littérature a été étendue aux données européennes.

Pour l'air extérieur, les études restent peu nombreuses, ne concernent souvent qu'une seule phase (phase gazeuse pour les données françaises) et les PFAS ont été mesurés dans des phases qui varient selon les études européennes (phase totale ou phase particulaire/phase gazeuse).

Concernant les PFAS pour lesquels des données sont disponibles à la fois en France et dans d'autres pays européens, les gammes de concentrations mesurées dans les études européennes en PCNC en phase gazeuse sont du même ordre de grandeur qu'en France. Le nombre de données disponibles en PCC est beaucoup plus faible qu'en PCNC, avec des concentrations du

[16] Nombre de quantifications

même ordre de grandeur dans les deux contextes. De façon générale, les composés retrouvés aux plus fortes concentrations en phase gazeuse sont les PFAS neutres (fluorotélomères d'alcool) et les composés retrouvés aux plus fortes concentrations en phase particulaire sont les PFAS ioniques (PFCA).

Concernant l'air intérieur, aucune étude rapportant des résultats de mesure en France n'a été identifiée. Les douze études recensées en Europe concernent très majoritairement les logements. Quelques études réalisées dans les écoles et crèches, les bureaux, les voitures et les universités ont également été identifiées. Les concentrations moyennes mesurées en Europe en phase gazeuse ou en phase totale (phase gazeuse + phase particulaire) varient de quelques $pg.m^{-3}$ à plusieurs milliers de $pg.m^{-3}$. Le composé présentant les concentrations les plus élevées est le 8:2 FTOH.

Dans les poussières intérieures, les concentrations moyennes mesurées en France dans les logements et les écoles varient du $ng.g^{-1}$ à plus d'une centaine de $ng.g^{-1}$ pour les PFAS les plus concentrés. Dix-neuf études présentaient des résultats de mesure de PFAS dans les poussières intérieures en Europe. Elles ont permis d'identifier des données de contamination pour 23 PFAS non mesurés en France. Les gammes de concentrations moyennes mesurées en France et en Europe sont du même ordre de grandeur.

Concernant les mesures d'exposition professionnelle dans l'air, aucune étude présentant des résultats de mesure d'exposition professionnelle dans l'air n'a été identifiée pour la France. Des données concernant certains secteurs professionnels ont été identifiées pour d'autres pays européens mais ces données sont parcellaires et ne permettent pas de caractériser l'exposition via l'air des professionnels des secteurs spécifiques identifiés.

Dans les sols en France, les PFAS ont principalement été mesurés en PCC. Les concentrations rapportées dans la littérature s'échelonnent de la dizaine de $ng.g^{-1}$ à plusieurs milliers de $ng.g^{-1}$ pour les PFAS les plus concentrés (6:2 FTAB, PFOS, 6:2 FtSaAM). Les résultats issus des bases de données françaises montrent des niveaux plus faibles, avec des concentrations moyennes variant du $ng.g^{-1}$ à quelques dizaines de $ng.g^{-1}$ (PFUnDA , PFNA, PFTrDA).

Treize publications présentant des résultats de mesure de PFAS dans les sols en Europe ont été identifiées de la littérature. L'exploitation de la littérature européenne ont permis d'obtenir des résultats sur 23 PFAS jamais recherchés en France.

3.2.1.3 Compartiment « Produits de consommation »

La recherche bibliographique a été réalisée sur les cinq dernières années afin de recenser des données sur des produits qui ont des compositions proches de ceux présents actuellement sur le marché et sans restriction géographique considérant le fait que le marché est mondial.

Le bilan réalisé présente la répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans les textiles, produits d'entretien et de bricolage, les cosmétiques, les farts de ski, les produits d'hygiène et les produits en papier. On note une très grande hétérogénéité que ce soit dans la nature des PFAS retrouvés ou dans les gammes de concentration mesurées.

Les PFAS sont présents dans de nombreux produits de consommation destinés au grand public, dont des populations sensibles (enfants, etc.). Les PFAS utilisés dans les produits de consommation peuvent se disséminer ou se transformer dans l'environnement, entraînant une contamination des différents milieux (sols, eaux, etc.). L'utilisation et le stockage des produits de consommation contenant des PFAS peut être une source de contamination de l'air intérieur et de

l'air ambiant. De plus, le recyclage de produits contenant des PFAS peut être une source de PFAS que ce soit dans l'environnement ou les produits de consommation fabriqués à partir de matériaux recyclés.

3.2.1.4 Compartiment « Biosurveillance »

Le bilan des données françaises, réalisés par SpF a été complété par le GT PFAS par une revue des données européennes de biosurveillance sur les PFAS dans la **population des adultes et des enfants européens** pour la période allant de 2019 à septembre 2024.

Ces données sont comparées aux données françaises relatives aux PFAS sériques du programme national de biosurveillance de l'étude Esteban 2014-2016 réalisée sur 744 adultes et sur 249 enfants).

Au total, les concentrations sériques de 28 PFAS ont été décrites, 13 en PFCA et 15 en « PFSA et autres PFAS ». Les niveaux de concentrations sériques moyens en PFCA vont de 0,02 $ng.mL^{-1}$ pour le PFHpA à 2,15 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOA et des niveaux de concentrations sériques moyens en PFSA et autres PFAS vont de 0,01 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOSA à 9,3 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOS. Les niveaux maximums de concentrations sériques en PFCA sont retrouvés pour le PFNA et le PFOA avec respectivement 30,7 et 25,2 $ng.mL^{-1}$. Le niveau maximum de concentration sérique en PFSA est retrouvé pour le PFOS avec 71,5 $ng.mL^{-1}$.

Pour les enfants, les publications proviennent de sept pays européens et les concentrations sériques de 21 PFAS ont été décrites. Les niveaux de concentrations sériques moyens en PFCA vont de < 0,05 ng.mL-1 pour le PFDoDA, le PFHpA et le PFTrDA à 1,44 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOA et les niveaux de concentrations sériques moyens en PFSA et autres PFAS vont de 0,05 $ng.mL^{-1}$ pour le PFHpS à 3,0 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOS. Les niveaux maximums de concentrations sériques en PFCA sont retrouvés pour le PFNA et le PFOA avec respectivement 4,49 et 7,08 $ng.mL^{-1}$ et le niveau maximum de concentration sérique en PFSA est retrouvé pour le PFOS avec 74,7 $ng.mL^{-1}$.

En ce qui concerne l'exposition aux PFAS de la **population des travailleurs**, aucune étude française n'a été recensée.

Même au niveau international, peu de données d'exposition professionnelle aux PFAS existent et principalement sur un nombre restreint d'activité : les pompiers, les « farteurs de ski », ainsi que les travailleurs de la chimie du fluor. Or, il existe d'autres professions et industries dans lesquelles les travailleurs peuvent être exposés aux PFAS dont le chromage, la fabrication du papier, le cirage des planchers, les métiers du textile, etc.

Outre leur rareté, une autre limite des études actuellement disponibles sur l'exposition des travailleurs aux PFAS est le faible nombre et la faible variété des PFAS analysés. En effet, seuls quelques PFAS sont analysés dans ces études alors qu'une exposition des travailleurs à un éventail beaucoup plus large de PFAS est suspectée. Par ailleurs, les PFAS les plus récents n'ont été que très peu explorés, avec des tailles d'échantillons assez faibles.

3.2.1.5 Compartiment « Milieux aquatiques et EDCH »

Concernant les données relatives aux $PFAS_{20}$, à l'exception du sous-compartiment MER eau, un nombre suffisant de données a été acquis sur les différents sous-compartiments pour dégager des tendances générales. L'influence de la longueur de la chaîne fluoroalkylée sur l'affinité des PFAS pour différentes matrices, déjà bien documentée dans la littérature, est clairement

observable dans cette méta-analyse (basée sur plusieurs millions de résultats d'analyse à l'échelle nationale). Ainsi, les sous-compartiments « eau » (Eaux souterraines : ESO, Eaux de surface : ESU, ressources et Eaux destinées à la consommation humaine : EDCH) présentent des profils de contamination similaires, avec des fréquences de quantification (FQ) maximales pour les PFCA et PFSA de chaînes de longueur inférieure ou égale à C8 : pour PFPeA de 9% à 40%, PFHxA de 14 à 40%, PFOA de 13 à 40%, PFOS de 19 à 30% et PFHxS 10 à 34%.

Dans les compartiments pour lesquels des mesures ont été réalisées dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), à savoir les matrices ESU (eau et biote), ESO et MER (sédiments et biote), il a été observé que le PFOS présente des fréquences de quantification significativement plus élevées que les autres PFAS. Cette différence peut être attribuée en partie à l'exigence de performances en termes de LOQ qui est beaucoup plus faible pour ce paramètre. Par ailleurs, ceci est confirmé par l'analyse des concentrations moyennes, qui sont largement inférieures à celles qui peuvent être rapportées pour d'autres PFAS.

Par ailleurs, les LOQ sont variables d'un laboratoire à l'autre, influencées par les équipements analytiques disponibles et les exigences des demandeurs.

Cela peut entraîner des différences significatives dans les fréquences de quantification des PFAS au fil du temps, notamment entre 2017 et 2024. De fait, l'un des déterminants essentiels de l'abaissement des LOQ est l'exigence règlementaire via l'agrément des laboratoires, qui fixe les limites à atteindre par les laboratoires intervenant dans la surveillance.

Certains composés, tels que le PFTrDA, le PFUnDS, et le PFDoDS, n'ont jamais été quantifiés dans les eaux, bien qu'ils aient été fréquemment recherchés. D'autres PFAS à chaînes longues, tels que le PFUnDA, le PFDoDA, le PFNS et le PFTrDS, présentent également des fréquences de quantification très faibles (< 1 %).

L'hypothèse de l'absence d'émission de ces PFAS dans l'environnement ne peut être retenue, étant donné leur présence dans les sédiments et le biote des ESU. Une des explications possibles pourrait résider dans l'existence de LOQ plus élevées pour ces composés dans ces matrices. Leur très faible quantification dans les eaux pourrait aussi être liée à leur plus forte hydrophobicité : une fois rejetés dans les milieux aquatiques, ces composés interagiraient plus fortement avec la matière organique et les substrats solides (ex : argiles et limons).

Pour les PFCA, au-delà d'une longueur de chaîne fluoroalkylée C≥8 (PFNA), et pour le PFNS, les fréquences de quantification diminuent et sont inférieures à 1 %, bien que ces molécules aient été recherchées avec des méthodes aux performances optimales. À titre d'exemple, dans le cadre des analyses des eaux souterraines, plus de 10 000 échantillons ont été traités avec des performances analytiques homogènes pour tous les composés. Cette observation corrobore le fait que les PFAS à chaînes longues sont moins retrouvés dans les eaux souterraines (Li et al., 2023).

Les concentrations moyennes des PFCA dans les matrices ESO, ESU, et les ressources utilisées pour la production d'EDCH se situent majoritairement autour de la dizaine de $ng.L^{-1}$, ces concentrations étant légèrement plus faibles pour les PFSA.

Concernant les sédiments, les fréquences de quantification maximales ont été observées pour les PFUnDA, PFDoDA, et PFTrDA, respectivement avec des chaînes fluoroalkylées de longueur

C11, C12 et C13. Cette tendance est similaire dans le compartiment biote, où les molécules à chaînes longues se révèlent plus bioaccumulables. Par exemple, pour la famille des PFCA, les fréquences de quantification suivent l'ordre suivant : PFDA < PFNA < PFUnDA < PFDoDA, avec une concentration maximale observée pour le PFDoDA. En revanche, la concentration moyenne du PFTrDA est relativement faible, ce qui pourrait être lié à des difficultés analytiques affectant la LOQ.

Les PFSA à chaîne longue (plus de 6 atomes de carbone perfluorés) sont moins fréquemment mesurés que les PFCA à chaîne longue, notamment dans les sédiments et le biote. A ce jour, ils sont, moins recherchés dans ces compartiments, en particulier dans le biote marin. Dans le biote des eaux de surface continentales, leurs fréquences de quantification sont comprises entre 0 et 5% (contre 5 à 20 % pour les PFCA), avec des concentrations pouvant atteindre 5 $ng.kg^{-1}$.

La contamination du milieu marin demeure significativement plus faible que celle du milieu continental, que ce soit dans les sédiments ou le biote, ce qui peut être attribué à des pressions anthropiques moins marquées dans le milieu marin, et/ou à une dilution importante des apports continentaux. Les fréquences de quantification des PFAS dans les eaux souterraines et les eaux de surface sont du même ordre de grandeur mais les eaux souterraines présentent une contamination plus élevée, probablement en raison des transferts et de la mobilité des PFAS à partir des sols contaminés, notamment dans les contextes PCC (qui n'ont pu, dans ce compartiment, être discriminés des contextes PCNC).

Les fréquences de quantification et les concentrations moyennes dans les EDCH sont similaires à celles des eaux brutes (ressources utilisées pour la production). Toutefois, cette observation ne permet pas d'interpréter la qualité des systèmes de traitement, étant donné l'absence de données spécifiques concernant les usines de potabilisation.

Les ressources et les EDCH présentent des fréquences de quantification plus élevées pour l'ensemble des PFAS par rapport aux matrices eaux souterraines et de surface. Cette différence peut s'expliquer par le fait que la surveillance sanitaire n'est pas homogène sur le territoire, les analyses étant actuellement principalement ciblées sur des zones à contamination en PFAS avérée ou soupçonnée. En revanche, les données issues des bases de données Ades (ESO) et Naïades (ESU) couvrent l'ensemble du territoire de manière systématique. Avec l'obligation de surveiller les PFAS dans toutes les EDCH et l'accroissement de la surveillance environnementale dans les zones impactées, ce biais de représentativité devrait se réduire.

Concernant les molécules hors des $PFAS_{20,}$ une grande diversité de molécules a été recherchée, notamment dans les matrices eaux continentales (61 pour les ESU et 67 pour les ESO).

La surveillance est actuellement très hétérogène mais alerte sur l'intérêt d'intégrer certains PFAS à des programmes de surveillance. D'ores et déjà, certaines molécules attirent l'attention, comme les fluorotélomères (6:2 FTSA dans les eaux continentales) ou les sulfonamides (FOSA, dans les sédiments). Ces données d'occurrence sont à pondérer : les fréquences de quantification sont en partie dues aux performances analytiques associées.

Les données sur les PFAS à chaînes ultra-courtes, bien que peu nombreuses à ce jour, laissent penser que la contamination des milieux aquatiques et des EDCH par ces composés est généralisée : les concentrations moyennes observées peuvent atteindre plusieurs $\mu g.L^{-1}$. Des campagnes d'acquisition de données sont en cours et une surveillance accrue est nécessaire.

3.2.1.6 Synthèse tous compartiments (hors biosurveillance)

Le travail de synthèse de toutes les données auxquelles le GT PFAS a eu accès est résumé dans la Figure 4, regroupant, pour les $PFAS_{20}$, le nombre de données compilées par sous compartiment. Cette synthèse tient uniquement compte des données issues des bases de données disponibles en France et non de la revue de la littérature, à l'exception des compartiments « Air, poussières et sols » pour lesquels les données de la littérature ont été utilisées pour palier le peu de données disponibles.

Cette Figure 4 illustre l'hétérogénéité des données disponibles entre les sous-compartiments et entre les molécules. Si l'acquisition des données n'est pas uniquement liée aux exigences réglementaires, celles-ci sont un important levier pour déclencher des campagnes de surveillance. Ainsi, les sous-compartiments « eaux » (eaux de surface et souterraines) ont fait l'objet de plus de suivis, en lien avec la mise en place de l'arrêté national de surveillance des eaux (Arrêté du 26 avril 2022) dès avril 2022. En revanche, les données pour le compartiment « air, poussières et sols » sont rares, en partie du fait de l'absence de programme de surveillance réglementaire à ce jour et du besoin de préconisation sur les méthodes de mesure à déployer.

Concernant le nombre de données disponibles par PFAS, une forte disparité est observée selon les groupes de substances, les PFSA étant moins recherchés, notamment les chaînes les plus longues (à partir du PFUnDS, C11). Le PFOS est néanmoins le PFAS recherché dans le plus grand nombre de sous-compartiments et avec le plus de données disponibles (> 1 445 000 dans les eaux de surface). C'est le premier PFAS à avoir été intégré aux différentes actions réglementaires (depuis 2013 dans la DCE).

Cette disparité peut s'expliquer par différentes hypothèses. D'une part, les difficultés liées à l'analyse des molécules à chaînes longues, les plus hydrophobes, sont importantes : risque de sorption sur le matériel de prélèvement et d'analyse, sensibilité plus faible des méthodes d'analyse pouvant nuire à l'obtention des performances exigées, en particulier sur les matrices complexes (hors "eaux").

Concernant la nature des PFAS recherchés, il peut s'agir, d'autre part, d'un choix dans les stratégies de surveillance mises en œuvre pour les différents compartiments tenant compte des connaissances disponibles au moment de faire ces choix. Les méthodes de priorisation et de sélection des molécules mises en œuvre pour établir ces suivis n'étant pas disponibles, il est difficile de statuer sur la pertinence de ces stratégies pour les différents compartiments. C'est néanmoins un point crucial et qui a été considéré dans les propositions faites par le GT PFAS. Ainsi, la pertinence de rechercher des PFAS dans les différents compartiments a été notamment évaluée en fonction de leurs propriétés physico-chimiques.

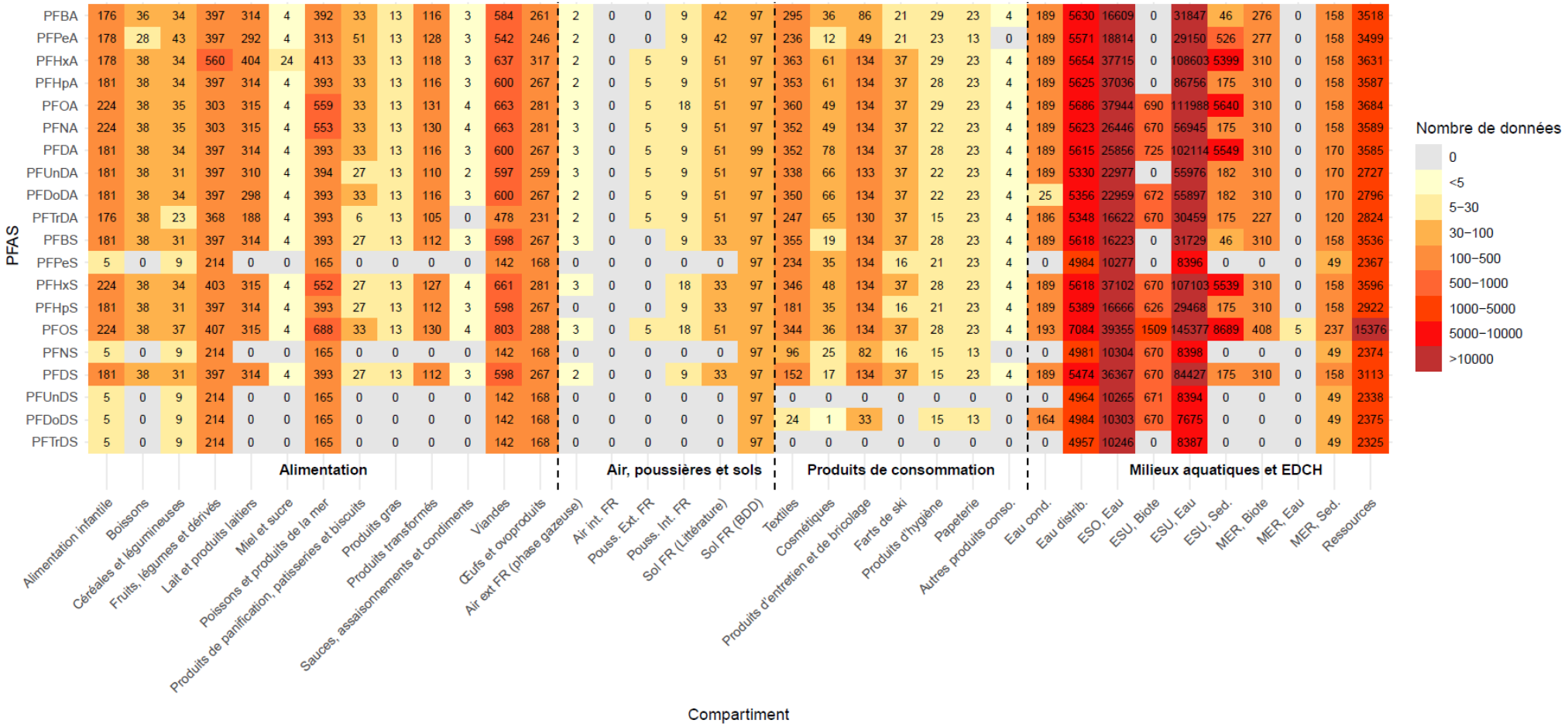


Figure 4. Synthèse des données issues des bases de données disponibles en France pour chacun des PFAS20 et par sous-compartiment (hors biosurveillance)

3.2.2 Synthèse relative à l'effet des traitements de potabilisation sur les concentrations en PFAS dans les eaux

3.2.2.1 Procédés de traitement des $PFAS_{20}$ pour la production d'EDCH

Les seuls procédés envisageables pour l'élimination des PFAS réglementés (PFAS20 < 100 ng.L- 1), sont l'adsorption sur charbon actif, la rétention par les résines échangeuses anioniques fortes (échange d'ions et adsorption) et la filtration membranaire (NF et OI basse pression). L'adsorption sur charbon actif et en particulier la filtration sur CAG représente actuellement le procédé privilégié car c'est un procédé qui a fait ses preuves pour éliminer à moindre coût les pesticides et les métabolites de pesticides dans un très grand nombre d'usines de production d'EDCH. Toutefois, les rendements d'élimination restent moindres pour certains PFAS qu'avec des procédés membranaires. Il convient aussi de noter que l'élimination de micropolluants organiques par des modules membranaires et par des résines organiques échangeuses d'ions pour la production d'EDCH n'est pas prévue par la réglementation française actuelle (arrêté du 22 juin 2012 pour les modules de filtration et arrêté du 22 avril 2022 pour les résines).

3.2.2.2 Choix d'un procédé et validation des performances du traitement des PFAS

Les retours d'expériences sur les installations industrielles de traitement des $PFAS_{20}$ par charbon actif, échange d'ions ou par filtration membranaire sont très rares, Les travaux de recherche réalisés en laboratoire ou sur des unités pilotes sont souvent effectués dans des conditions expérimentales très éloignées de celles rencontrées dans les usines de production d'EDCH. Pour tout projet d'installation d'une unité de traitement des PFAS, il convient donc de réaliser au préalable et au cas par cas, des analyses approfondies de la qualité des eaux brutes à traiter, des essais en laboratoire pour la sélection d'un matériau ou d'un module membranaire puis une étude pilote afin de valider les bases de dimensionnement et les performances à long terme du procédé ou de la filière de traitement retenue.

Les analyses physico-chimiques des eaux à traiter doivent fournir des informations complètes sur les PFAS présents dans l'eau brute (y compris les PFAS non réglementés), les gammes de concentrations rencontrées pour chaque PFAS et pour la somme des $PFAS_{20}$ sur plusieurs périodes de l'année et la distribution des différentes classes de $PFAS_{20}$ selon la longueur de la chaîne carbonée. Une contribution prédominante des $PFAS_{20}$ à courte chaîne au paramètre $PFAS_{20}$ peut rendre difficile un traitement par adsorption sur charbon actif. Les analyses doivent aussi fournir des données sur d'autres composés présents qui peuvent impacter défavorablement les performances du charbon actif (concentration en COD) ou de l'échange d'ions (concentrations en COD et en ions sulfates et nitrates). Quand il s'agit de construire une nouvelle usine de production d'EDCH, des analyses plus complètes (fer, manganèse, MES, turbidité, autres micropolluants organiques, etc.) sont nécessaires afin de concevoir la filière complète de traitement.

Des expériences éventuelles en laboratoire peuvent aider à la sélection d'un charbon actif ou d'une résine anionique fortes parmi les nombreux matériaux proposés par des fabricants. Les caractéristiques des membranes fournies par les fabricants (seuil de coupure et type de membrane) permettent de prédire correctement l'efficacité d'une membrane d'OI, mais pas celle des membranes de NF.

Les études pilotes sont nécessaires (dans la configuration finale du procédé) afin d'optimiser les conditions de traitement (temps de contact, hauteur de lit de matériau, dose de CAP ou µCAG, pression, taux de conversion hydraulique, etc.), de valider les performances à long terme du procédé et de préciser la durée de vie du charbon actif ou de la résine avant régénération ou remplacement. Dans le cas de la filtration sur CAG ou sur résines, des points de prélèvements à différentes hauteurs de lit peuvent être utiles afin d'observer une percée effective pour une hauteur donnée de lit avec dépassement de la valeur limite de qualité pour les $PFAS_{20}$.

Si des PFAS non réglementés sont présents dans l'eau brute, le suivi de leurs concentrations serait aussi utile (acquisition de connaissances), et dans le cas particulier du TFA (et autres PFAS-UC) de connaître la concentration maximale atteinte lors de la phase de désorption temporaire.

3.2.2.3 Gestion des déchets

Lors de la production des EDCH, les PFAS éliminés se retrouvent concentrés dans de petits volumes de déchets solides (charbon actif ou résine) ou dans des concentrats de procédés membranaires produits en très grands volumes (0,15 à 0,25 m^3 m^{-3} d'EDCH produite).

Les CAG et les µCAG sont généralement repris par les fabricants pour une réactivation par voie thermique dans des conditions maîtrisées permettant une désorption des PFAS puis une destruction totale des PFAS dans les évents. Les CAP et les résines à usage unique chargés en PFAS sont aussi repris par les fabricants afin de suivre une voie de destruction totale des PFAS.

Les concentrats des installations de dessalement (OI) et d'adoucissement partiel (OIBP, NF) pour la production d'eau potable sont souvent rejetés dans les eaux de rivières sans traitement complémentaire. Dans le cas du traitement des PFAS par filtration membranaire, la gestion des concentrats sera un vrai challenge qu'il est important de considérer afin d'éviter la création de sources de contamination secondaire. En particulier, le rejet dans les milieux, s'il doit dans tous les cas respecter les normes en vigueur régissant les émissions, devra être proscrit, afin de contribuer à l'effort général de diminution des contaminations environnementales de ces molécules ubiquistes.

3.2.2.4 Etudes complémentaires

L'étude bibliographique met en évidence un manque de retours d'expériences sur les installations de traitement des $PFAS_{20}$ dans les usines de production d'EDCH et sur le devenir des PFAS non réglementés dans les filières de traitement existantes. Par ailleurs, les données concernant les analyses de PFAS autres que les $PFAS_{20}$ dans les ressources en eau utilisées pour la production d'EDCH sont aussi trop peu nombreuses et des campagnes de mesures méritent d'être réalisées dans les usines situées dans des zones potentiellement contaminées.

L'état actuel des connaissances ne permet pas de savoir si des $PFAS_{20}$ et des PFAS-UC peuvent être formés à partir de précurseurs par des réactions de biodégradation au sein des filtres à CAG et d'oxydation chimique (ozonation) dans les conditions rencontrées dans les usines de production d'eau potable. Les possibilités de transformation de certains PFAS (comme ceux contenant un ou plusieurs groupes azotés) par le chlore libre dans les réservoirs de stockage et le réseau de distribution méritent également d'être examinées.

3.2.3 Synthèse relative aux valeurs guides sanitaires dans les EDCH

A ce jour, parmi ces 21 PFAS précités dans le paragraphe 3.1.4, 10 PFAS ont pu être expertisés par le GT VTR PFAS et ont fait l'objet d'un livrable spécifique en réponse à la question g (Anses 2025b). Une VTR a pu être construite et validée par le CES VSR pour le PFBA, le 6:2 FTSA et le PFHxA. Les huit autres PFAS ont été étudiés sans possibilité de construire ou sélectionner une VTR (cf 9.4.3 du rapport-Partie 1).

Sur la base des VTR produites par le GT VTR PFAS, le GT PFAS a donc été en mesure d'élaborer une VGS EDCH pour le PFBA, le 6:2 FTSA et le PFHxA.

Le Tableau 6 présente les VTR long terme (voie orale) proposées par l'Anses (Anses, 2025b) et les VGS EDCH construites.

Tableau 6. Liste des VTR et des VGS EDCH pour 3 PFAS

PFAS	**VTR** (ug.kg $pc^{-1}.j^{-1}$)	**VGS EDCH** ($\mu g.L^{-1}$)
PFBA	20	114
PFHxA	20	114
6:2 FTSA	0,3	1,7

3.2.4 Synthèse relative à la catégorisation des PFAS

3.2.4.1 Stratégie de surveillance à l'échelle du compartiment

3.2.4.1.1 Compartiment « Alimentation »

La catégorisation et les seuils appliqués ont conduit à une affectation initiale des molécules dans un type de de surveillance telle que décrite dans l'interprétation des résultats des différents sous-compartiments en annexe 8 du rapport-Partie 2.

Sur cette base, le GT a proposé une homogénéisation de cette affectation entre sous-compartiments voire entre compartiments (poissons et biote par exemple). Cette réflexion est décrite ci-après et présentée dans le Tableau 7 ci-dessous.

Le GT propose d'établir :

- Une surveillance pérenne (sur fond vert dans le Tableau 7) :
  - pour les PFCA de C4 à C18 et les PFSA de C4 à C14 (analysables simultanément) ainsi que l'EtFOSA, le FOSA et le 6:2 FTSA à rechercher dans l'ensemble des sous-compartiments alimentaires, à l'exclusion des boissons, produits gras et sauces, assaisonnements et condiments ainsi que du lait maternel qui fait l'objet d'une surveillance spécifique comme indiqué dans la partie consacrée à cette matrice (cf. Chapitre partie 6.1.6 du rapport-Partie 2). L'intégration des céréales et légumineuses, du miel et sucres et des produits de panification dans ce type de surveillance, plutôt qu'en surveillance exploratoire recommandée initialement, se justifie par le fait que ces matrices sont plus à risque de contamination par l'environnement.
  - pour les 6:2 FTCA et 6:2 FTAB dans les fruits, légumes et dérivés.

  Ceci est cohérent avec la recommandation (UE) 2022/143 de la Commission européenne aux États membres, qui préconise de surveiller la teneur en PFAS des

denrées alimentaires au cours des années 2022 à 2025 tels que le PFBA, le PFPeA, le PFHxA, le PFHpA, le PFDA, le PFUnDA, le PFDoDA, le PFTrDA, le PFTeDA, le PFBS, le PFPS, le PFHpS, le PFNS, le PFDS, le PFUnDS, le PFDoDS, le PFTrDS, le PFOSA (=FOSA dans les travaux du GT), y compris dans des denrées d'origine végétale.

A noter que le PFTrDS, qui figure également dans la recommandation ci-dessus, est proposé pour une surveillance localisée des sources et des milieux connexes du fait de ses scores SO et ST ainsi que de l'absence de quantification de ce PFAS lorsque celui-ci a été recherché dans certains compartiments. Ceci est également le cas du PFUnDS qui, du fait de ses scores très faibles, est proposé en surveillance localisée voire sans préconisation de surveillance s'il n'est retrouvé dans aucune source de contamination (SO4=0).

- Une surveillance exploratoire (sur fond jaune dans le Tableau 7) :
  - pour les PFSA et PFCA listés dans les boissons, produits gras et sauces, assaisonnements et condiments ainsi que l'EtFOSA, FOSA et 6:2 FTSA,
  - pour les PFHxDA, PFODA, EtFOSAA, MeFOSAA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, 6:2 FTCA, 6:2 FTAB, 4:2 FTSA et 6;2 FTOH dans les poissons et produits de la mer,
  - pour le 4:2 FTSA dans les fruits légumes et dérivés,
  - pour les DONA et GenX dans l'alimentation infantile,
  - pour le 10:2 FTSA, 6:2 FTCA, 6:2 FTAB, 4:2 FTSA, 6:2 FTOH, DONA et GenX dans les céréales et légumineuses,
  - le TFA dans tous les sous-compartiments, même s'il ne ressort pas selon les critères fixés ; ceci afin de répondre aux préoccupations de santé publique liées à cette substance.

  Cette liste de substances identifiées pour une surveillance exploratoire a été complétée conformément aux critères de décision décrits dans le Tableau 5 de :
  - toutes les substances non recherchées (classe 1) mais avec des preuves de présence dans les sources, dans les autres sous-compartiments voire, pour certaines, avec des données de la littérature associées à un ST élevé,
  - toutes les substances peu recherchées (classes 2 à 3) mais avec des preuves de présence dans les sources et dans les autres sous-compartiments associées à un ST≥19.

- Une surveillance localisée pour toutes les substances non mentionnées qui sera à adapter en fonction de la source (cf. 2.2.4.1.4). Compte tenu du nombre important de substances, il est conseillé de consulter l'annexe 8 du rapport-Partie 2.

Ces propositions de surveillance doivent être confortées par une étape de vérification des résultats (LOQ, pertinence de la matrice). Ces vérifications peuvent s'appuyer sur les méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons décrites[17] pour les 4 PFAS actuellement réglementés dans certaines denrées alimentaires.

Par ailleurs, les sous-compartiments « Boissons » et « Produits transformés » doivent prendre en compte l'origine des produits bruts associés (ex : la surveillance de la soupe de poissons

[17] RÈGLEMENT D'EXÉCUTION (UE) 2022/1428 DE LA COMMISSION du 24 août 2022 portant fixation des méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons à utiliser pour le contrôle des teneurs en substances perfluoroalkylées dans certaines denrées alimentaires

doit être cohérente avec la surveillance des poissons) et au vu de la diversité des aliments contenus dans ces sous-compartiments, le GT recommande de couvrir une large gamme d'aliments de ces sous-catégories.

Le caractère perturbateur endocrinien suspecté des PFAS dont la surveillance est proposée dans certains sous-compartiments (6:2 FTOH, FOSA en particulier) justifie ces recommandations : les perturbations endocriniennes peuvent affecter les individus de différentes tranches d'âge, enfants, adolescents et adultes.

Tableau 7. Liste de PFAS à surveiller dans les sous-compartiments alimentaires en fonction du type de surveillance

Alimentation infantile	Boissons	Céréales et légumineuses	Fruits, légumes et dérivés	Lait et produits laitiers	Miel et sucre	Œufs et ovoproduits	Poissons et produits de la mer	Produits de panification, patisseries et biscuits	Produits gras	Produits transformés	Sauces, assaisonnements et condiments	Viandes
PFBA	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**
PFPeA	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**
PFHxA	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**
PFHpA	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**
PFOA*	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***
PFNA*	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***
PFDA	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**
PFUnDA	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**
PFDoDA	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**
PFTrDA	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**
PFTeDA	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**
PFBS	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**
PFPeS	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**
PFHxS*	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***
PFHpS	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**
PFOS*	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***
PFDS	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**
PFDoDS	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**
PFNS	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**
							PFHxDA					
							PFODA					
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA
							EtFOSAA					
							MeFOSAA					
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
							8:2 FTSA					
		10:2 FTSA					10:2 FTSA					
		6:2 FTCA	6:2 FTCA				6:2 FTCA					
		6:2 FTAB	6:2 FTAB				6:2 FTAB					
		4:2 FTSA	4:2 FTSA				4:2 FTSA					
		6:2 FTOH					6:2 FTOH					
							MeFOSA					
DONA		DONA										
GenX		GenX										
TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA

pérenne

exploratoire

Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14

*4 PFAS réglementés dans les aliments

Pour le sous-compartiment « poissons et produits de la mer », une homogénéisation spécifique de la liste est proposée en cohérence avec les résultats « environnement » (Tableau 9). Celle-ci est présentée à la fin de la partie consacrée aux milieux aquatiques et EDCH.

Les PFAS contenus dans les aliments pourraient provenir des matériaux au contact des denrées. Concernant les PFAS issus de ces matériaux, des travaux seraient à mettre en place avec une méthodologie analytique harmonisée, pour les différents types de matériaux (papier/carton, revêtements anti-adhésifs, plastiques, etc.). Dans le cadre du projet PARC[18] (cf 1.3.2 rapport-Partie 1), un des sous-projets récemment initiés s'intéresse à la migration de PFAS à partir de MCDA en plastique (projet PlasticLeach : *Hazard characterization of leachable chemicals present in plastics,* 2025-2029). Par ailleurs, des réflexions sont en cours au niveau du Conseil de l'Europe (Comité européen sur les matériaux et objets pour contact alimentaire dans le cadre de la révision en vue de la 2ème édition du guide technique sur les matériaux et objets en papier et carton pour contact alimentaire (1ère édition, 2021) afin d'inclure les PFAS, en cohérence avec le Règlement (UE) 2025/40 relatif aux emballages et aux déchets d'emballages (qui intègre des spécifications pour les PFAS détaillées en annexe 2 du rapport-Partie 2) et le règlement (CE) 1907/2006 (REACH).

Pour l'alimentation, une surveillance pérenne s'entend par la poursuite de la surveillance des PFAS via les plans de surveillance annuels de la DGAL en la complétant. Une surveillance exploratoire pourrait correspondre à des contrôles ciblés sur les couples substances/matrices identifiés dans les résultats du Tableau 7.

Le lait maternel a été analysé en tant que sous-compartiment alimentaire dans le cadre de ces travaux mais si une surveillance se met en place, cela ne pourra se faire que dans le cadre de programmes ou d'études exploratoires de biosurveillance. Après homogénéisation, il peut être proposé d'y surveiller les PFAS suivants : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFunDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFDoDS, 6:2 FTSA, FOSA, EtFOSA et TFA.

3.2.4.1.2 Compartiments « Air, sols, poussières »

Pour ces compartiments, la catégorisation s'appuie sur des données d'occurrence issues de la littérature française ou européenne. Le corpus de données est insuffisant pour recommander une surveillance pérenne pour ces compartiments. Une surveillance exploratoire est alors recommandée.

La catégorisation et les seuils appliqués ont conduit à une affectation initiale des molécules dans un type de de surveillance telle que décrite dans l'interprétation des résultats des différents sous-compartiments en annexe 8 du rapport-Partie 2.

Dans un objectif de clarté et de cohérence, le GT a proposé d'harmoniser les listes PFAS à rechercher dans les compartiments « air, sols et poussières ». En effet, bien qu'ayant leurs spécificités, certains compartiments sont interconnectés.

La liste des substances ajoutées par analogie concerne les compartiments extérieurs (sols, poussières, air) d'une part, et intérieurs (air, poussières) d'autres part. Bien que des transferts des matrices extérieures vers les matrices intérieures (transferts du sol ou des poussières extérieures vers les poussières intérieures ou de l'air extérieur vers l'air intérieur) existent, ils

[18] Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals

n'ont pas été considérés dans la liste des substances ajoutées par analogie avec un autre compartiment. Les substances concernées ne seront pas intégrées dans une surveillance exploratoire mais font l'objet d'une recommandation de surveillance localisée des sources et des milieux connexes.

Il y a également des cas particuliers :

- la recherche du TFA est recommandée pour l'ensemble des compartiments, compte tenu de son caractère ubiquitaire, de sa volatilité et afin de répondre aux préoccupations de santé publique liées à cette substance,
- La recherche des PFCA/PFSA (en gras dans le tableau) est recommandée pour l'ensemble des compartiments, du fait que ces substances sont analysables facilement simultanément,
- La recherche du 6:2 FTMAC est recommandée pour les environnements intérieurs et l'air extérieur. Il s'agit de la seule substance PFAS uniquement retrouvée pour l'air intérieur.

Aussi, le GT propose d'établir une surveillance exploratoire pour la liste de PFAS présentée dans le Tableau 8 ci-dessous.

Tableau 8. Liste commune des PFAS à surveiller dans les compartiments air, sols et poussières

Sols	Poussières extérieures	Air extérieur	Poussières intérieures	Air intérieur
10:2 FTAC	10:2 FTAC	10:2 FTAC	10:2 FTAC	10:2 FTAC
10:2 FTCA	10:2 FTCA			
10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH
10:2 FTSA	10:2 FTSA	10:2 FTSA		
10:2 FTUCA	10:2 FTUCA		10:2 FTUCA	10:2 FTUCA
12:2 FTOH	12:2 FTOH	12:2 FTOH	12:2 FTOH	12:2 FTOH
4:2 FTOH	4:2 FTOH	4:2 FTOH	4:2 FTOH	4:2 FTOH
4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA		
5:3 FTCA	5:3 FTCA			
6:2 diPAP	6:2 diPAP		6:2 diPAP	6:2 diPAP
6:2 FTAB	6:2 FTAB			
6:2 FTAC	6:2 FTAC	6:2 FTAC	6:2 FTAC	6:2 FTAC
6:2 FTCA	6:2 FTCA	6:2 FTCA	6:2 FTCA	6:2 FTCA
		6:2 FTMAC	6:2 FTMAC	6:2 FTMAC
6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
6:2 FtSaAM	6:2 FtSaAM			
6:2 FTUCA	6:2 FTUCA		6:2 FTUCA	6:2 FTUCA
6:2PAP	6:2PAP		6:2PAP	6:2PAP
			6:6 PFPiA	6:6 PFPiA
			6:8 PFPiA	6:8 PFPiA
8:2 diPAP	8:2 diPAP		8:2 diPAP	8:2 diPAP
8:2 FTA	8:2 FTA	8:2 FTA	8:2 FTA	8:2 FTA
8:2 FTCA	8:2 FTCA			
8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH
8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA
8:2 FTUCA	8:2 FTUCA			
8:2PAP	8:2PAP		8:2PAP	8:2PAP
			8:8 PFPiA	8:8 PFPiA
9Cl-PFONS	9Cl-PFONS			
DONA	DONA	DONA		
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA

Sols	Poussières extérieures	Air extérieur	Poussières intérieures	Air intérieur
EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA
EtFOSE	EtFOSE	EtFOSE	EtFOSE	EtFOSE
FBSA	FBSA			
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
FOSAA	FOSAA			
HFPO-DA	HFPO-DA	HFPO-DA		
MeFBSA	MeFBSA	MeFBSA	MeFBSA	MeFBSA
MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA
MeFOSE	MeFOSE	MeFOSE	MeFOSE	MeFOSE
N-MeFBSE	N-MeFBSE	N-MeFBSE	N-MeFBSE	N-MeFBSE
PFBA	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**
PFBS	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**
PFDA	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**
PFDoDA	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**
PFDoDS	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**
			PFDPA	PFDPA
PFDS	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**
PFHpA	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**
PFHpS	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**
PFHxA	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**
PFHxDA	PFHxDA	PFHxDA		
			PFHxPA	PFHxPA
PFHxS	**PFHxS**	**PFHxS**	**PFHxS**	**PFHxS**
PFNA	**PFNA**	**PFNA**	**PFNA**	**PFNA**
PFNS	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**
PFOA	**PFOA**	**PFOA**	**PFOA**	**PFOA**
PFODA	PFODA	PFODA	PFODA	PFODA
			PFOPA	PFOPA
PFOS	**PFOS**	**PFOS**	**PFOS**	**PFOS**
PFPeA	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**
PFPeS	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**
PFTeDA	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**
PFTrDA	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**
PFUnDA	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**
TFA	TFA	TFA	TFA	TFA
exploratoire				

Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14

Après harmonisation des listes des sous-compartiments liés (sous réserve de vérification des propriétés physico-chimiques), la liste commune contient :

- les PFCA de C4 à C14 et les PFSA de C4 à C12,

le FOSA, FOSAA, EtFOSA, EtFOSAA, MeFOSA, MeFOSAA,

- des fluorotélomères alcool et sulfoniques,
- le TFA.

La liste des substances identifiées comme d'intérêt pourra être affinée avec l'amélioration des connaissances sur les usages et les sources de contamination tout en considérant les connexions entre ces différents compartiments environnementaux (transfert air extérieur/air intérieur, sol/poussières, air/poussières, air/sol). Il est donc nécessaire de renforcer la connaissance sur les sources intérieures (produits de consommation et matériaux de construction) et extérieures (rejets atmosphériques des ICPE). Pour les sols, les sources peuvent être à la fois les dépôts atmosphériques, les eaux d'irrigation mais aussi les

épandages des boues urbaines et industrielles (agroalimentaires, papeteries) et dans une moindre mesure des autres déchets organiques apportés aux sols.

Comme pour l'ensemble des sous-compartiments étudiés, le GT préconise également une surveillance localisée pour une liste de PFAS pour lesquelles le faisceau d'informations quant à leur occurrence est faible (SO total<5). Elles n'ont pas fait l'objet d'une surveillance suffisante (classes 1 et 2-3), malgré les quelques informations disponibles sur leur émission dans l'environnement (SO4>0). Cette surveillance localisée sera à adapter en fonction de la source (cf 3.2.4.1.4.2). Compte tenu du nombre important de substances, il est conseillé de consulter l'annexe 8 du rapport-Partie 2.

3.2.4.1.3 Compartiment « Milieux aquatiques et EDCH »

La catégorisation et les seuils appliqués ont conduit à une affectation initiale des molécules dans un type de de surveillance telle que décrite dans l'interprétation des résultats des différents sous-compartiments en annexe 8 du rapport-Partie 2.

Compte-tenu du fait que le SO repose sur les données préalablement acquises pour le sous-compartiment considéré, l'hétérogénéité constatée dans les données d'occurrence, transparait dans l'établissement des listes de molécules à surveiller.

Les classes de recherche étant hétérogènes selon les sous-compartiments, certains PFAS des groupes chimiques PFCA et PFSA se retrouvent catégorisés différemment et donc affectés à des types de surveillance (pérenne ou exploratoire) différents selon les sous-compartiments. C'est aussi le cas des 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, FOSA, EtFOSA et du MeFOSA. Pour ces molécules, il est proposé de mettre en cohérence les actions de surveillance afin de mieux comprendre et documenter l'occurrence, le transfert et le devenir de ces substances au sein des hydrosystèmes. L'objectif est, d'une part, d'appuyer la mise en œuvre des mesures de gestion et d'autre part, de fournir des socles cohérents et robustes de données indispensables à l'évaluation des risques (Tableau 8).

Pour rappel, certaines molécules figurent dans cette catégorisation alors qu'elles ont été suffisamment recherchées (classe de recherche 4 à 6) mais très peu quantifiées dans les sous-compartiments des milieux aquatiques (molécules en gris et rouge dans les graphes des matrices de catégorisation par sous-compartiment). Sous réserve de vérifier la robustesse des résultats, il est proposé de ne pas les inclure dans la surveillance des sous-compartiments ESO, ESU-eau, ressources utilisées pour produire de l'EDCH, eaux distribuées et eaux conditionnées. C'est le cas des PFCA de longueur de chaîne supérieure à 12 (PFTrDA, PFTeDA, PFODA) et des PFSA de longueur de chaîne supérieure à 10 (PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS).

Les données que le GT a pu exploiter à ce jour montrent que le TFA n'a, pour l'instant, été recherché à l'échelle nationale, et largement quantifié, que dans les ressources pour produire de l'EDCH ou dans les eaux distribuées. Il est proposé de l'inclure, en plus de ces deux sous-compartiments, dans la surveillance des sous-compartiments ESO, ESU-eau et les eaux conditionnées, lorsque cela s'avère pertinent compte-tenu de l'eau brute utilisée. Les données plus récentes non intégrées à ce rapport confirment cet intérêt et appuient le renforcement de la surveillance de ce composé par la mise en place d'une surveillance pérenne.

En ce qui concerne le 10:2 FTSA, une surveillance exploratoire est initialement proposée dans les ESU-sed et ESU-biote; il n'a pas fait l'objet de cette recommandation dans les sous-compartiments Mer-sed et Mer-biote, du fait de l'absence de recherche. Il est donc proposé

une surveillance exploratoire dans les sous-compartiments ESU-sed et ESU-biote, Mer-sed et Mer-biote. La même proposition est faite pour le EtFOSAA et MeFOSAA et le 8:2 FTAB.

En ce qui concerne le 6:2 FTAB, du fait de son classement dans les sous-compartiments ESU-sed et ESU-biote, il est proposé une surveillance exploratoire étendue aux sous-compartiments Mer-sed et Mer-biote. Du fait de son occurrence dans les ESU-eau, une surveillance exploratoire est également étendue aux ESO, aux ressources pour produire de l'EDCH, aux eaux distribuées et aux eaux conditionnées utilisant cette ressource.

Le cas du 5H-PFPA est spécifique : si le résultat obtenu pour les sous-compartiments ESO et ressources utilisées pour produire de l'EDCH entraine une surveillance exploratoire, celui pour le sous-compartiment "eaux distribuées" conduit à une surveillance pérenne. Une seule étude étant à l'origine de ce classement, il est proposé par le GT de positionner cette molécule dans la surveillance exploratoire aussi pour ce sous-compartiment.

Pour certaines substances, il est proposé pour l'instant de les suivre à travers une surveillance exploratoire (en jaune dans le tableau 8).

Dans un souci de cohérence, le GT propose que le suivi soit harmonisé entre les ressources utilisées pour la production d'EDCH, et les eaux produites et distribuées en fonction des types d'eau utilisés.

Cette liste est issue de la synthèse des éléments discutés pour chaque sous-compartiment. La réalisation des plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE) doit permettre d'ajuster cette liste en fonction des connaissances spécifiques acquises dans le contexte de chaque site.

Pour d'autres substances, afin de proposer des listes cohérentes entre les sous-compartiments, une homogénéisation a été nécessaire. Ainsi, les listes de surveillance proposées dans les ESO ou ESU-eau sont étendues aux ressources de même type utilisées pour produire de l'EDCH, ainsi qu'aux eaux distribuées en réseaux et aux eaux conditionnées. Inversement une liste de surveillance proposée dans les ressources et les eaux distribuées sera étendue aux ESO et ESU-eau. Etant donné que le GT préconise une surveillance des milieux côtiers/littoraux plutôt que des eaux marines, la surveillance ESU-eau est transposée au sous-compartiment MER-eau. Des molécules pour lesquelles une surveillance a été proposée dans un des sous-compartiments "biote" sera étendue à l'ensemble des sous-compartiments biotes.

Homogénéisation des listes de PFAS à surveiller dans les poissons et le biote

Pour les sous-compartiments « poissons et produits de la mer » et « biote » (ESU et Mer), une homogénéisation est proposée en cohérence avec les résultats des 3 sous-compartiments Les FTOH ont été identifiés comme d'intérêt dans les sous-compartiments "biote". La question de leur métabolisation, et donc de l'identification des métabolites pertinents à rechercher est à explorer pour les inclure dans la surveillance.

Ainsi, en considérant l'intégralité des homogénéisations réalisées par le GT, le tableau final (Tableau 9) correspondant aux propositions en lien avec les sous-compartiments « environnementaux » et ressources est proposé ci-dessous.

Tableau 9. Liste finale homogénéisée de PFAS à surveiller dans les milieux aquatiques et EDCH

ESO	ESU eau	MER eau**	Ressources	Conditionnées	Distribuées	ESU BIOTE	MER Biote	ESU Sed	MER Sed
PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA
PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA
PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA
PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA
PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA
PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA
PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA
PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA
PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA
						PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA
						PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA
PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS
PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS
PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS
PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS
PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS
PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS
PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS
						PFUnDS	PFUnDS	PFUnDS	PFUnDS
						PFDoDS	PFDoDS	PFDoDS	PFDoDS
						PFTrDS	PFTrDS	PFTrDS	PFTrDS
						PFHxDA*	PFHxDA*		
						PFODA*	PFODA*		
TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA		
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
								FOSAA	FOSAA
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA
						EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA
MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA
						MeFOSAA	MeFOSAA	MeFOSAA	MeFOSAA
4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA*	4:2 FTSA*	4:2 FTSA	4:2 FTSA
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA
						10:2 FTSA	10:2 FTSA	10:2 FTSA	10:2 FTSA
6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB
						8:2 FTAB	8:2 FTAB	8:2 FTAB	8:2 FTAB
5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA				
						6:2 FTCA*	6:2 FTCA*		
								6:2 diPAP	6:2 diPAP
								8:2 diPAP	8:2 diPAP
6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH		6:2 FTOH	6:2 FTOH*	6:2 FTOH*		
8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH		8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH		
DONA	DONA	DONA	DONA		DONA			DONA	DONA
HFPO-DA	HFPO-DA	HFPO-DA	HFPO-DA		HFPO-DA			HFPO-DA	HFPO-DA
HFPO-TA	HFPO-TA	HFPO-TA	HFPO-TA		HFPO-TA				
FBSA	FBSA	FBSA	FBSA		FBSA				
NFDHA	NFDHA	NFDHA	NFDHA		NFDHA				
PFMBA	PFMBA	PFMBA	PFMBA		PFMBA				
PFMPA	PFMPA	PFMPA	PFMPA		PFMPA				
C604	C604	C604	C604		C604				
PFHxSA	PFHxSA	PFHxSA	PFHxSA		PFHxSA				
								5:3 FTCA	5:3 FTCA

Pérenne	*: substances apportées par la surveillance du compartiment "alimentation"
Exploratoire	** : transposition aux eaux côtières/littorales
Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14	**Souligné : 20 PFAS réglementés dans les EDCH**

La mise en œuvre de cette surveillance devra s'appuyer sur les systèmes existants structurés et ayant démontré leur robustesse afin de pouvoir être pérennisée et bénéficier de l'ensemble des métadonnées indispensables à l'exploitation de ces données (connaissances des pressions, données physico-chimiques, etc.), à savoir :

- concernant la surveillance des milieux aquatiques : les réseaux DCE, la Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM) et le réseau de surveillance prospective ;
- concernant la surveillance sanitaire des eaux, le contrôle sanitaire, la surveillance des personnes responsables de la production et distribution d'eau (PRPDE) et les campagnes nationales exploratoires de mesures dans les eaux brutes et les eaux distribuées.

Le nombre de stations de mesure et les fréquences annuelles peuvent largement s'appuyer sur l'existant. La fréquence d'évaluation des résultats pour modification des listes devrait être proposée par les opérateurs pilotes de ces programmes.

3.2.4.1.4 Approches intégratives des résultats des différents compartiments

3.2.4.1.4.1 Biosurveillance humaine

Compte tenu de la problématique des PFAS, présents dans tous les compartiments environnementaux et alimentaires, et sans qu'il n'y ait à l'heure actuelle d'identification d'une voie majoritaire d'exposition de la population, le GT a fait le choix de proposer, pour la biosurveillance des populations, la liste des PFAS proposés dans une surveillance pérenne, dans les sous-compartiments (en noir dans le Tableau 10), qu'ils soient environnementaux ou alimentaires.

La liste ci-dessous est proposée pour la surveillance de la population générale (Tableau 10).

Les PFCA à chaînes très longues (PFHxDA et PFODA, en bleu dans le Tableau 10) sont ajoutés car ils ont une forte capacité de bioaccumulation.

La question de l'inclusion du TFA (en bleu et italique dans le Tableau 10) est posée. Certes cette molécule est considérée comme non bioaccumulable mais l'exposition importante et permanente justifie de la pertinence (Arp et al., 2024) de son ajout et des travaux récents interrogent sur les occurrences de cette molécule dans le sérum humain (Hans et al, 2024).

L'intégration des FTOH et des FTCA doit être évaluée au regard des données à venir dans les différents compartiments pour documenter leur occurrence. Il sera nécessaire de considérer leur métabolisation et leur capacité de bioaccumulation. En effet, les FTOH ne persistent pas dans les organismes et se métabolisent (inclusion des métabolites), notamment en FTCA.

La question du choix de la ou des matrices pertinentes pour la biosurveillance doit être abordée. Les données de la littérature montrent que les analyses portent principalement sur le sérum, le sang et dans une moindre mesure, sur les urines.

Tableau 10. Substances proposées à la surveillance dans la population humaine générale

BIOSURVEILLANCE		
PFBA	PFHxDA	PFBS
PFPeA	PFODA	PFPeS
PFHxA	*TFA*	PFHxS
PFHpA	FOSA	PFHpS
PFOA	EtFOSA	PFOS
PFNA	MeFOSA	PFNS
PFDA	FOSAA	PFDS
PFunDA	EtFOSAA	PFunDS
PFDoDA	MeFOSAA	PFDoDS

BIOSURVEILLANCE		
PFTrDA	PFTrDS	
PFTeDA	6:2 FTSA	

*ajoutés pour leur forte capacité de bioaccumulation

***ajouté du fait de l'exposition importante et de travaux récents sur son occurrence dans le sérum humain*

Une liste de PFAS à investiguer a été proposée par SpF dans le cadre du programme national de biosurveillance (Annexe 6 du rapport-Partie 2). Celle-ci comprend des PFAS classés selon 3 niveaux de priorité (Tableau 11) :

Tableau 11. Liste de PFAS priorisés proposée par Santé Publique France[19]

	Liste des PFAS priorisés
Priorité 1	PFOS (linéaire + ramifié), PFOA (linéaire + ramifié), PFHXs, PFNA, PFBS,PFHpS, PFDA, PFUnDA, 6:2 FTSA, MeFOSAA
Priorité 2	PFBA, PFPeS, PFTrDA, PFDS, PFTeDA, PFHxA, PFHpA, PFHxDA, PFODA, HFPO-DA,PFPeA, PFDoDA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, C6O4, EtPFOSA-AcOH, n-MePFOSA-AcOH, PFNS, PFDoDS
Priorité 3	EtFOSAA, 4:2 FTSA, 8:2 FTSA, 9CL-PF3ONS, Adona, GenX

Les principales différences reposent sur le fait que la proposition de SpF est, entre autres, de suivre les PFAS émergents : Adona, GenX, C604 et le 9 Cl-PF3ONS. Ces PFAS ont été recommandés pour une surveillance exploratoire dans certains sous-compartiments et ne sont donc pas proposés à ce stade pour la biosurveillance humaine.

Par ailleurs, comme déjà évoqué, il est recommandé une surveillance exploratoire dans le lait maternel pour les PFAS suivants : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFunDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFDoDS, 6:2 FTSA, FOSA, EtFOSA et TFA.

3.2.4.1.4.2 Proposition de surveillance localisée des sources et milieux connexes

Bon nombre de molécules ont été recherchées et parfois identifiées de manière très sporadique entraînant des SO totaux faibles (SO<5). Le peu de données disponibles à l'heure actuelle ne permet pas de statuer sur l'intérêt d'une surveillance large de ces substances. L'apport du critère SO4 à l'amélioration de la connaissance est utile et la recherche de PFAS dans les sources et dans les milieux récepteurs permettra d'éclairer la situation.

Il est donc proposé une liste de molécules pour lesquelles le faisceau d'informations quant à leur occurrence est faible (SO total<5). Elles n'ont pas fait l'objet d'une surveillance suffisante (classes 1 et 2-3) malgré les quelques informations disponibles sur leur émission dans l'environnement (SO4>0). Pour ces molécules, il est proposé une surveillance localisée selon leurs propriétés physico-chimiques dans les rejets (aqueux et/ou atmosphériques, boues) et dans les milieux récepteurs associés (eau, sols, air extérieur).

[19] Correspondance entre les acronymes des PFAS de SpF et ceux des présents travaux :
PFOSA= FOSA, Me PFOSA= MeFOSA, EtPFOSA-AcOH = EtFOSAA, n-MePFOSA-AcOH = MeFOSAA, HFPO-DA = GenX

Cette liste est synthétisée dans le Tableau 38 en annexe 10 du rapport-Partie 2.

Les tryptiques PFAS/sources/milieux récepteurs à investiguer seront fonction des propriétés physico-chimiques.

L'objectif de cette liste est de répondre à plusieurs enjeux.

Pour les molécules pas ou peu documentées quant à leur occurrence, des connaissances spécifiques doivent être compilées (en exploitant les données potentiellement disponibles ECHA, REACH, etc.) ou acquises en termes d'usage, tonnage utilisé, industries concernées, propriétés physico-chimiques, voies de dégradation (sous-produits formés) afin de prioriser les molécules à intégrer à cette surveillance localisée et les sources et milieux récepteurs à investiguer.

Les molécules, identifiées comme étant à enjeux car présentes dans quasiment tous les sous-compartiments investigués - PFCA C4 à C14 et PFSA de C4 à C14 - (Tableau 37 annexe 9 du rapport-Partie 2), sont proposées pour intégrer cette surveillance localisée afin d'identifier toutes les sources potentielles (historiques ou sources secondaires, en lien avec le stockage de déchets par exemple). A noter que certaines molécules sont parfois déjà interdites.

Cette proposition a pour objectif de compléter les dispositifs quand ils existent (contrôles d'enquête dans la DCE, RSDE, etc.), d'en élargir le périmètre à toutes les typologies de sources et de milieux récepteurs et de regrouper les informations existantes afin de faciliter la priorisation des PFAS à investiguer.

3.3 Limites et incertitudes

3.3.1 Limites et incertitudes relatives au bilan des niveaux de concentration

L'un des objectifs de ces travaux était d'établir un bilan de la contamination en PFAS de différents compartiments (air, eaux, sols, organismes vivants inféodés, aliments et produits de consommation) ainsi que de la population (générale et professionnelle).

Pour cela, il a été nécessaire de collecter, compiler et analyser un très grand nombre de données provenant de sources diverses et acquises selon des objectifs très différents (plans de surveillance aléatoire ou recherche ciblée, avec ou sans obligation réglementaire). L'hétérogénéité et le volume de données ont rendu complexes le traitement, la présentation, l'exploitation et l'interprétation des résultats.

3.3.1.1 Limites liées aux types de données

Si les données d'échantillons individuels ont été les plus simples à manipuler, l'intégration des données issues d'échantillons composites (plusieurs sous-échantillons rassemblés pour donner une seule mesure) et des données agrégées (moyenne seule disponible) ont, en revanche, largement complexifié les travaux d'expertise.

Ainsi, pour le calcul du pourcentage des échantillons quantifiés, il a été nécessaire d'introduire un système de pondération tenant compte du type de données disponibles. Cette pondération a eu un impact sur les estimateurs de la distribution des concentrations (cf. chapitre 7.1.1. du rapport-Partie 1).

3.3.1.2 Limites liées aux données aberrantes

L'examen général des données bancarisées a conduit le GT à en considérer certaines comme aberrantes, au regard des ordres de grandeur des concentrations considérées comme réalistes dans les différents milieux et les propriétés physico-chimiques des molécules étudiées. De ce fait, le GT a dû établir des règles d'exclusion « systématique », basées sur son expérience.

Le GT est conscient qu'un nettoyage[20] non exhaustif des données aberrantes, voire hétérogène selon les compartiments, peut avoir impacté la robustesse des calculs.

3.3.1.3 Limites dans le traitement des données

Le travail de nettoyage et de compilation des données a fortement mobilisé le GT dans le cadre de ses travaux. L'objectif de compilation des données existantes par compartiment a bien été atteint mais le délai contraint a limité le temps consacré à leur interprétation.

De plus, considérant l'hétérogénéité générale entre les données, que ce soit vis-à-vis du nombre disponible (quasi absentes dans les compartiments « Air, sols, poussières »), des périodes d'acquisition, ou de la nature des PFAS recherchés, l'analyse de l'évolution des concentrations en PFAS dans les sous-compartiments et au cours du temps n'a pas pu être conduite.

Par ailleurs, certaines données ont été acquises lors d'études de type études de l'alimentation totale (EAT) pour lesquelles l'impact lié à la préparation et à la cuisson des aliments ainsi que la migration potentielle à partir des contenants/ustensiles, qui pourrait augmenter la concentration des PFAS dans les aliments, n'ont pas été pris en compte.

3.3.1.4 Limites analytiques

Les protocoles d'analyse et de préparation d'échantillons possèdent des caractéristiques variées ; ils ont évolué au cours de la période considérée (2007-2024), même s'ils tendent à se stabiliser sur les dernières années avec les travaux de normalisation. Les LOQ notamment ont été abaissées, ceci entraînant un plus grand nombre d'échantillons quantifiés.

Le choix du GT de n'exploiter les données qu'à partir de 2007 a réduit cet effet.

L'amélioration des connaissances sur les PFAS au cours des dernières années a accru la vigilance des laboratoires quant aux risques de contamination lors des étapes d'échantillonnage, de préparation et d'analyse.

3.3.1.5 Limites liées à l'hétérogénéité des contextes d'acquisition des données

L'hétérogénéité des informations fournies sur les conditions d'acquisition des données a également limité les possibilités d'interprétation. En effet, les données présentées dans les articles scientifiques sont très majoritairement acquises lorsqu'une contamination aux PFAS est suspectée ou avérée. En revanche, les données acquises dans le cadre des réseaux de surveillance réglementaires ne sont pas nécessairement associées à une connaissance préalable de la présence de PFAS. Malheureusement, l'objectif des campagnes de mesures

[20] Processus qui vise à identifier et corriger, sur la base de vérification, des données altérées, inexactes ou non pertinentes. Cette étape préalable au traitement des données améliore la qualité du jeu de données.

n'étant pas toujours explicité dans les bases de données, l'information sur le contexte de contamination n'a pas pu être systématiquement recueillie et exploitée.

Cette hétérogénéité a incité le GT à distinguer les contextes d'acquisition des données en créant les appellations PCC et PCNC pour pouvoir distinguer, quand cela était possible, des niveaux et des pourcentages de contamination très différents en PFAS selon la présence ou non d'une pression/contamination en PFAS connue.

3.3.2 Limites et incertitudes relatives à la catégorisation des PFAS

Compte tenu de l'évolution rapide des connaissances et des nombreuses initiatives d'acquisition de données en cours, ce travail ne peut être exhaustif, mais propose une méthodologie de catégorisation des PFAS à surveiller qui pourra être appliquée sur des jeux de données complétés au fur et à mesure des nouvelles connaissances, tant sur le volet occurrence que sur le volet toxicologie. Ainsi, le choix des valeurs de pondération pour le calcul des scores (SO et ST) est subjectif, basé sur les travaux antérieurs de l'Anses concernant les études de toxicité ou sur la volonté des experts de ne pas *a priori* favoriser l'une ou l'autre des informations (occurrence). Compte tenu des contraintes de temps et de ressources, la méthodologie proposée n'a pas permis d'évaluer et de prendre en compte la qualité des données et des études consultées, que ce soit pour le volet occurrence (bases de données et revues de la littérature) ou le volet toxicité.

3.3.2.1 Périmètre des substances étudiées

Le GT s'est focalisé sur certains PFAS. Les sources de PFAS à usages pharmaceutique et phytopharmaceutique n'ont pas été intégrées à ce travail, tant sur la partie occurrence que sur la partie toxicité. Ces molécules étant soumises à des règlementations qui leur sont propres, les sources de données sont différentes et plus complètes. Toutefois, certaines substances peuvent être utilisées pour d'autres usages ou leurs produits de dégradation communs avec d'autres PFAS ont ainsi pu être pris en compte sans qu'il n'ait été possible d'en faire la distinction parmi les PFAS étudiés. A noter que le TFA qui est entre autres un produit de dégradation de produits phytosanitaires a été considéré dans ce travail.

Par ailleurs, les PFAS polymériques n'ont pas été considérés, devant l'absence de données d'occurrence dans les compartiments et les questions spécifiques concernant leur toxicité. L'ampleur du travail entrepris sur les PFAS monomères n'a pas permis de consacrer du temps à cette recherche.

3.3.2.2 Volet Occurrence

Le volet occurrence repose sur les données compilées dans les BDD nationales et dans la bibliographie, pour les différents sous-compartiments, en date du 30 septembre 2024 (cf. Rapport-Partie 1).

Des informations complémentaires ont été utilisées, comme la présence de PFAS dans une source de contamination (cf. ci-dessous) et les propriétés physico-chimiques des PFAS (SO4) pour prédire leur transfert dans les différentes matrices environnementales.

3.3.2.2.1 Sources de contamination

En utilisant le critère « identification dans une source de contamination » et en l'affectant aux sous-compartiments récepteurs, le GT a fait le choix de maximiser le nombre de molécules identifiées par sous-compartiment, en considérant que ces sous-compartiments étaient soumis uniformément à la contamination par les sources.

Ce biais est contrebalancé par l'utilisation du taux de quantification (un PFAS fréquemment quantifié aura un score plus élevé qu'un PFAS retrouvé dans quelques émissions).

3.3.2.2.2 Données sur les propriétés physico-chimiques des molécules

Une recherche bibliographique exhaustive avec une évaluation de la pertinence des données n'était pas envisageable dans le cadre de ce GT (volume, délais). Les données expérimentales et les données modélisées ont été considérées : la cohérence entre les jeux de données a été autant que possible vérifiée, et des contrôles à dires d'expert ont orienté les choix. Les données expérimentales n'ont pas systématiquement été retenues face aux données modélisées, en raison de biais lors de l'acquisition de ces données. Ces biais, fortement liés aux propriétés complexes des PFAS ont été constatés et discutés par le GT,

Certaines données n'étant disponibles que pour un nombre très limité de PFAS, les plus étudiés, le choix des propriétés retenues a été orienté par le nombre de PFAS considéré, afin de maximiser la disponibilité des données.

La famille des PFAS étant composée de substances ayant des comportements différents, certaines simplifications ont dû être considérées, telles que détaillées dans la partie 4.2.1 du rapport-Partie 2. La persistance, bien que très pertinente n'a pas pu être considérée, faute de données pour l'établissement de ce critère. De même, la possible métabolisation de certains PFAS dans les organismes aquatiques (biote), mais aussi chez l'Homme, n'a pas été intégrée, faute d'informations ou de temps consacré à leur recherche.

3.3.2.3 Volet information sur la toxicité

Ces limites sont d'ordre méthodologique, conceptuel ou réglementaire, et relèvent des aspects suivants :

3.3.2.3.1 Appréciation qualitative des dangers pour la catégorisation

Il a été choisi de faire une évaluation qualitative du score de toxicité, sur la base des classements réglementaires de substances, et des renseignements issus de bases de données reconnues ; ce qui garantit la qualité des informations. En d'autres termes, la toxicité a été identifiée via ces informations sur la substance, mais sans analyse plus poussée du degré de cette toxicité. Cette limite est concevable dans le cadre de la catégorisation qualitative effectuée dans ce bilan, qui n'a pas vocation à être un exercice d'évaluation des risques.

3.3.2.3.2 Constitution et mises à jour des bases de données

Les bases de données font l'objet de mises à jour dont la dernière est utilisée comme source d'informations. Toutefois la mise à jour peut dater, de sorte que l'actualisation des données peut faire défaut (exemple : la base NORMAN utilisée pour les données d'écotoxicité et de PNEC expérimentales dont la mise à jour date de 2020).

Par ailleurs, les bases de données peuvent ne pas être exhaustives. Ainsi, la base NORMAN ne couvre pas les informations écotoxicologiques contenues par exemple dans les dossiers d'enregistrement des substances chimiques dans REACH. La consultation de ces dossiers a permis de compléter les scores d'écotoxicité non documentés dans un certain nombre de cas (6:2 FTSA par exemple), mais il n'a pas été réalisé systématiquement.

3.3.2.3.3 Limitation des informations inhérentes à la réglementation

L'évaluation des substances chimiques au niveau européen est régie par le règlement REACH qui évalue les informations sur les propriétés physico-chimiques, toxicologiques et écotoxicologiques présentées dans les dossiers d'enregistrement. L'évaluation peut aboutir à une classification, selon le règlement CLP harmonisé au niveau international.

La quantité d'informations requises par REACH est fonction du tonnage annuel de production ou d'importation de la substance au niveau européen (seuils de 1, 10, 100, 1000 tonnes par an et plus). Pour les faibles tonnages (1 à 10 tonnes par an), les essais de toxicité i*n vivo* requis se limitent à l'évaluation de la toxicité aiguë et de l'irritation oculaire et cutanée. Ceci explique que cette source d'information n'est pas adéquate pour évaluer un caractère CMR ou PE de PFAS produits dans cette tranche de tonnage faible (cas du PFPeA, PFHpS, PFDS).

Par ailleurs, l'ensemble de l'information toxicologique apportée par les dossiers d'enregistrement dans REACH, même conformes à la demande réglementaire et correctement constitués, ne suffit pas pour définir une VTR ou une valeur de référence équivalente. C'est le cas pour le PFUnDA pourtant classé vPvB et SVHC pour sa persistance et sa bioaccumulation. La robustesse des informations toxicologiques doit avoir été éprouvée et validée par d'autres études expérimentales, mécanistiques, et/ou épidémiologiques, avant qu'une VTR puisse être fixée par les instances sanitaires.

3.4 Conclusions et Recommandations du GT PFAS et du CES ERCA

3.4.1 Conclusions

Le rapport–Partie 1 présente les données disponibles pour la réalisation du bilan de la contamination, collectées entre septembre 2023 et septembre 2024. Il montre de manière générale l'hétérogénéité de la surveillance selon les compartiments d'intérêt, principalement liée au degré d'avancement des exigences réglementaires, des initiatives d'autocontrôles et de la recherche.

Grâce à cette compilation de données, il apparaît que 142 PFAS[21] ont été recherchés au moins une fois dans un des sous-compartiments étudiés par le GT, les molécules les plus fréquemment analysées, tous compartiments confondus, étant celles ciblées par la Directive EDCH (2020) et le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 fixant des teneurs maximales dans les ECDH et les denrées alimentaires, respectivement.

[21] En l'absence de numéro CAS pour certaines molécules, il est possible que certains doublons persistent.

Actuellement, pour certains compartiments environnementaux, tels que les sols, l'air et les poussières, il n'y a pas ou peu de données disponibles en France. De plus, le nombre de PFAS analysés reste limité.

Concernant les travailleurs, il n'y a pas ou peu de données disponibles en France. Au niveau européen, le nombre de PFAS analysés reste très limité, et ce, quelle que soit la période considérée ou le pays.

Concernant la biosurveillance de la population générale, peu de données sont disponibles. Toutefois, les moyennes des teneurs en PFAS mesurées dans le sang de la population française sont du même ordre de grandeur que celles mesurées au niveau européen, à la fois pour les enfants et les adultes.

Concernant le traitement de l'eau destinée à la consommation humaine, le GT et le CES ERCA soulignent qu'une très grande majorité des études se focalise uniquement sur quelques molécules parmi les PFAS réglementés ($PFAS_{20}$). Les PFAS à chaîne courte et ultra-courte (PFAS-UC), qui sont les plus difficiles à éliminer en raison de leur forte polarité et de leur petite taille ainsi que les PFAS autres que les 20 réglementés, sont peu ou pas considérés dans ces études.

De plus, quelle que soit la technique proposée, les procédés de traitement génèrent des déchets, concentrés en PFAS, pour lesquels il n'existe à ce jour que peu de travaux quant à leur destruction.

L'objectif des travaux de catégorisation (rapport-Partie 2) était d'utiliser l'ensemble des informations et des données existantes pour les différents compartiments (« alimentation », « milieux aquatiques et EDCH », « Air, sols, poussières » et « biosurveillance ») afin d'orienter au mieux, pour une famille d'une dizaine de milliers de composés, les travaux d'acquisition de données de surveillance ou de données toxicologiques et écotoxicologiques.

Le travail s'est organisé autour d'une approche itérative, reposant sur une catégorisation en fonction des niveaux d'information disponibles et pouvant évoluer en fonction de l'acquisition de nouvelles données.

Ce travail a mis en évidence les difficultés liées à l'absence, l'indisponibilité, la récupération et la concaténation des informations, qui ont fortement limité la capacité du GT à approfondir certains points. Les choix du GT pourront être discutés et la démarche pourra être améliorée dans le futur, sur la base du travail initié.

La méthodologie de catégorisation développée repose sur le croisement de deux scores : un score d'occurrence et un score de toxicité total.

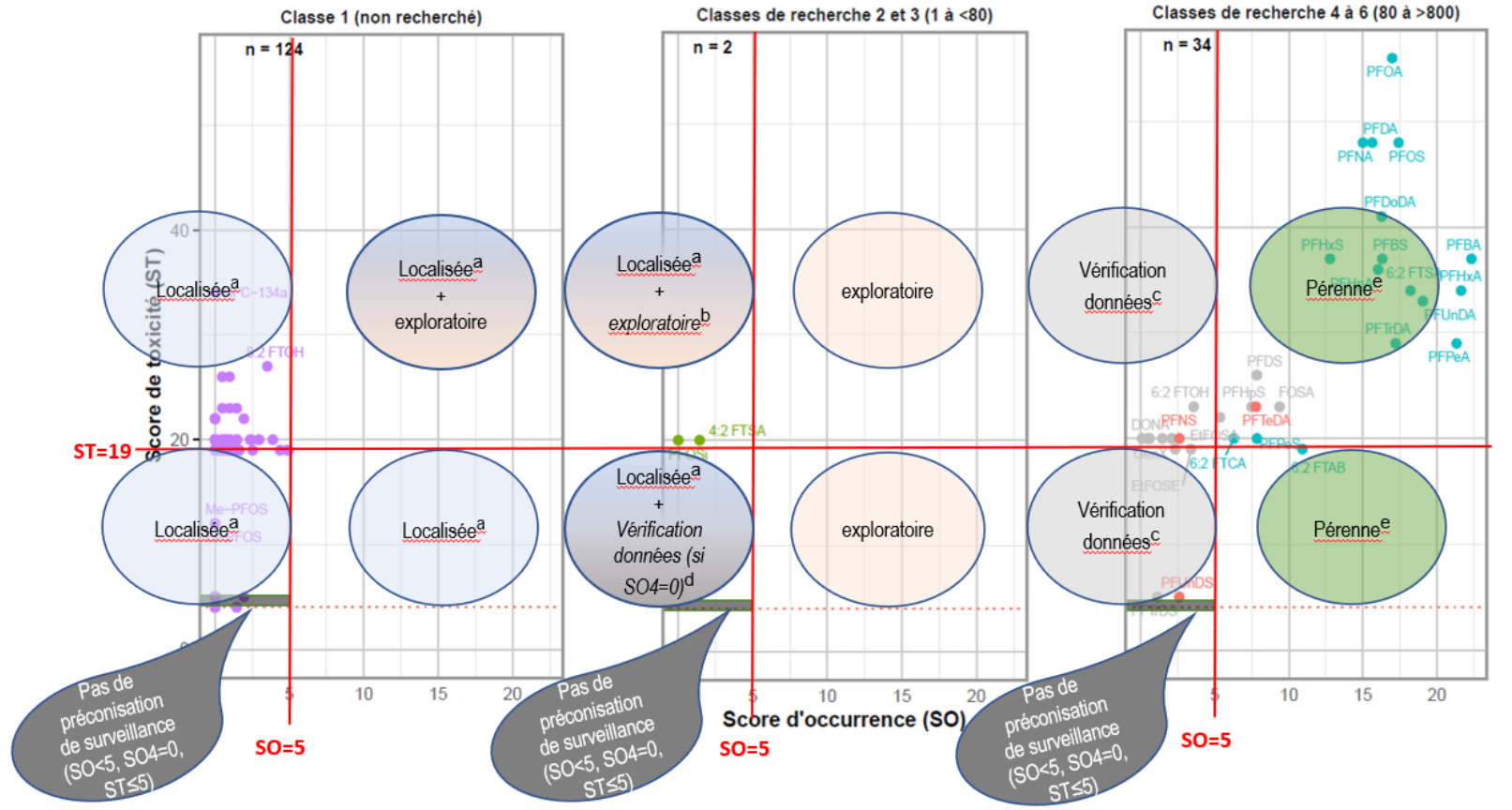
Le croisement de ces deux scores, associé à des seuils de décision, permet de catégoriser les PFAS en sous-groupes et d'orienter des stratégies distinctes de surveillance des PFAS dans les sous-compartiments (Figure 5). Cette catégorisation tient compte à la fois de la robustesse du faisceau de preuves d'occurrence qui s'appuie sur le SO total et la classe de recherche dans les bases de données[22] et du faisceau de preuves de toxicité (porté par le ST).

[22] Sauf pour le compartiment "air, poussières et sols" où seules les données de la littérature ont été exploitées du fait du manque de données issues des bases de données disponibles.

La **surveillance pérenne** est globalement proposée pour des PFAS pour lesquels les faisceaux de preuves de leur présence dans plusieurs sous-compartiments et de leur toxicité sont suffisants.

La **surveillance exploratoire** a pour objectif d'acquérir des informations d'occurrence sur des PFAS mis en évidence dans un ou plusieurs sous-compartiments mais de manière moins probante, par insuffisance de données.

Pour cela, l**a surveillance localisée des sources d'émission et des milieux connexes** est proposée pour les molécules pour lesquelles les informations paraissent trop parcellaires à ce stade mais nécessaire en premier niveau avant de pouvoir les proposer en deuxième niveau pour une surveillance exploratoire dans les sous-compartiments pertinents.



[a] Surveillance localisée sources et milieux connexes
[b] Si SO4=0: surveillance exploratoire uniquement si Nq>5
[c] Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour valider le maintien ou non de la surveillance
[d] Vérification des données existantes pour consolider le SO
[e] Pour les compartiments air, sol et poussières, le corpus de données issues de la littérature française et/ou européenne est insuffisant pour recommander une surveillance pérenne. Une surveillance exploratoire est recommandée dans ces cas de figure.

Figure 5. Bilan de la stratégie de surveillance proposée tenant compte de la catégorisation

Cette catégorisation a pu être réalisée, dans l'état actuel des connaissances pour 247 PFAS, les travaux du GT ayant permis d'ajouter plus d'une centaine de PFAS à la liste initiale. Certains PFAS ont été écartés de cette expertise, soit pour un manque total de données disponibles, soit parce qu'ils nécessitaient une approche différente (règlementations spécifiques, sources de données) ce qui est par exemple le cas des polymères, des substances pharmaceutiques et phytopharmaceutiques.

Compte tenu de l'ampleur du travail et des délais contraints pour sa réalisation, le GT a décidé de focaliser son travail sur l'exploitation qualitative des données et des études. Les propositions de surveillance ainsi faites devront en premier lieu être confortées par une validation de la qualité analytique des données et des études disponibles avant d'être mises en œuvre.

Grâce notamment aux actions du plan interministériel sur les PFAS, les prochains mois devraient voir un essor important de la connaissance en termes d'occurrence des PFAS dans différents compartiments, notamment via :

- le lancement de campagnes de diagnostic prévues entre 2025 et 2026 sur plus de 4000 sites impactés par les mousses anti-incendie,
- les résultats des campagnes de mesures des émissions atmosphériques de certaines ICPE,
- les résultats des campagnes exploratoires de mesures des PFAS dans les ressources, les eaux distribuées et les eaux conditionnées
- la mise en œuvre d'une surveillance des PFAS dans les rejets de STEU urbaines.

Le renforcement des plans de surveillance et de contrôle mis en place pour l'alimentation sur les PFAS devraient également permettre l'acquisition de données.

En parallèle de ces actions nationales, des actions à l'échelle européenne sont d'ores et déjà lancées, sur les questions d'occurrence des PFAS, mais aussi de caractérisation de leur toxicité.

La catégorisation proposée dans ce rapport devrait donc pouvoir être mise à jour en intégrant ces nouvelles données.

Pour cela, différentes recommandations sont proposées, à la fois pour améliorer la démarche proposée, mais aussi pour permettre de l'actualiser.

De plus, ce travail a mis en évidence que le partage des données, que ce soit à l'échelle nationale mais aussi européenne est primordial, particulièrement pour les informations sur la toxicité, mais aussi pour les données d'occurrence utilisées pour le compartiment "air, sols et poussières" issues de la littérature.

3.4.2 Recommandations des experts du GT et du CES ERCA

3.4.2.1 Recommandations relatives à la nomenclature des PFAS

Dans un certain nombre de cas, essentiellement les PFAS ionisables, il peut exister une ambiguïté entre les formes commerciales des PFAS et les formes analysées par les laboratoires.

Les PFAS synthétisés et mis sur le marché sont les produits soumis à la réglementation REACH. Ils sont identifiés *via* leur numéro CAS et leur nomenclature IUPAC. Il peut s'agir des

différentes formes salines d'un même composé (PFOA-Na, PFOA-K, etc.). Certains analytes peuvent apparaître sous différents numéros CAS liés à ces sels commerciaux, alors qu'il s'agit d'une seule et même forme de molécule analysée. Ceci rend complexe la bancarisation des données et l'interprétation des résultats. Pour les formes analysées, le GT et CES ERCA recommandent une mise en cohérence entre les réglementations portant sur la surveillance dans les différents compartiments, les méthodes et les rapports d'analyse produits par les laboratoires et les bases collectant les données.

Pour lever cette ambiguïté, il serait par ailleurs utile de mettre en place une table de correspondance listant tous les produits commerciaux, en rappelant leur code CAS, *a minima* les nomenclatures IUPAC et InChi, et la forme sous laquelle ils sont analysés avec son CAS associé.

Cette table pourrait être mise à jour au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles informations, permettant ainsi une lecture uniforme des données pour tous les acteurs impliqués, ainsi qu'une continuité et une cohérence entre les réglementations (Interdiction/Surveillance dans les différents compartiments).

3.4.2.2 Recommandations relatives aux données

3.4.2.2.1 Interopérabilité et centralisation des bases de données

Les enjeux mentionnés ci-dessous, objet de l'action 23 du plan d'action interministériel sur les PFAS, doivent être partagés avec les gestionnaires des bases de données pérennes existantes. Ce sont aussi ceux de plusieurs initiatives française ou européenne (Water4all, PARC, Green Data for Health (GD4H) plateforme interministérielle collaborative sur les données de santé environnementale).

Afin d'assurer une gestion et une traçabilité efficaces des données, il est essentiel de travailler sur l'interopérabilité des bases de données telles que SANDRE[23] et SIGAL comprenant la mise en place de bases de données faciles à trouver, accessibles, interopérables et réutilisables (données FAIR[24]).

3.4.2.2.2 Harmonisation des bases de données collectant des résultats d'analyses

Lors de la bancarisation des données d'analyse, il est recommandé de collecter des données individuelles plutôt que des données agrégées (cf. 7.2.1. du rapport-Partie 1).

Une définition harmonisée des nomenclatures doit être partagée afin de faciliter l'attribution des bons paramètres (cf. ci-dessous).

Il est impératif d'harmoniser les différentes bases de données pour faciliter leur gestion et leur utilisation. Les informations, détaillées ci-dessous, doivent être systématiquement rapportées dans les bases de données concernant l'occurrence des PFAS dans les différents compartiments :

- Nomenclature des paramètres analysés
- Nomenclature des supports d'analyse
- Méthode d'échantillonnage,
- Expression des résultats

[23] Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau
[24] Les principes FAIR (Findable, Accessible, Interoperable, Reusable) décrivent comment les données doivent être organisées pour être plus facilement accessibles, comprises, échangeables et réutilisables.

- Résultats d'analyse
- Méthodes d'analyse
- Localisation des prélèvements
- Contexte de l'échantillonnage

3.4.2.2.3 Validation des données

Afin de porter une attention particulière à la validation des données collectées et à leur qualité, il est recommandé de :

- de mettre en place un système d'alerte lors de la saisie des données (ex : données aberrantes, erreurs d'unité, etc.),
- de mettre en place des contrôles de cohérence lors de l'intégration des données avec déploiement d'outils de traitement automatique des données,
- de permettre l'accessibilité des données issues des publications lorsqu'elles ont été obtenues dans le cadre d'actions de recherches financées par des fonds publics (ANR, Europe, etc.).

3.4.2.3 Recommandations concernant la démarche globale de catégorisation

Le GT et le CES ERCA préconisent de reconduire ce travail à court terme et à une fréquence annuelle avec une organisation pérenne, élaborée dans le cadre du plan d'action interministériel sur les PFAS qui réunit les différents ministères mais aussi les opérateurs des services de l'état.

Cette organisation pérenne prendrait la forme d'une instance regroupant les différents acteurs impliqués pour faciliter :

- l'identification des données d'intérêt à acquérir au cours du temps
- l'actualisation de l'exercice de catégorisation;
- l'amélioration de la démarche globale proposée par le GT
- le renforcement des échanges européens et internationaux, des partenariats (ex : PARC)et des réseaux de projets œuvrant sur ces thématiques.

3.4.2.3.1 Evolution du périmètre de la catégorisation

Cette évolution doit considérer :

- l'intégration des substances phytopharmaceutiques et pharmaceutiques à la démarche ;
- la prise en compte des PFAS polymères ;
- l'étude des produits de transformation et de dégradation des polymères, en considérant également les processus de dégradation/fragmentation conduisant à la formation de micro voire nanoparticules aux propriétés radicalement différentes de celles du matériau de départ ;
- l'acquisition de nouvelles données pour permettre d'intégrer la biosurveillance des professionnels dans le périmètre de l'exercice ;
- l'intégration de nouvelles données relatives aux sources de PFAS (sources localisées et issues de divers matériaux (cf 3.4.2.4.6)).

3.4.2.3.2 Amélioration de l'accès aux données règlementaires

La principale difficulté de l'exercice de catégorisation est l'identification, l'accès et l'agrégation des données existantes.

Les informations sur les usages, les tonnages, et tous les prérequis des dossiers d'enregistrement REACH (propriétés, toxicité) devraient être accessibles de manière simple, facilement identifiables et utilisables pour faciliter leur prise en compte.

3.4.2.3.3 Réflexion sur la pondération des critères

D'ores et déjà, le GT et le CES ERCA ont identifié certains points à améliorer, qui n'ont pu être mis en œuvre, faute de temps ou de données, tels que :

- une pondération différente ou l'ajout d'un score sur le comportement environnemental des PFAS serait à envisager intégrant, outre la mobilité, les aspects « dégradation (biotique et abiotique) » et « bioaccumulation », qui sont non seulement des critères de classification réglementaires déterminants pour les substances chimiques, mais aussi des paramètres pris en compte pour la classification relative à l'écotoxicité chronique,
- une prise en compte des propriétés physico-chimiques spécifiques à chaque compartiment pour la pondération du troisième score d'occurrence intermédiaire relatif au degré d'ubiquité de la substance (SO3), ce qui permettrait d'affiner cette valeur,
- une prise en compte des spécificités des expositions propres à chaque compartiment/sous-compartiment en termes de toxicité. Par exemple, les voies d'exposition pour lesquelles les VTR sont construites (orale, respiratoire), devraient être considérées.

3.4.2.4 Recommandations spécifiques aux données d'occurrence

3.4.2.4.1 Accessibilité des données d'occurrence

Au cours du travail de collecte, le GT et le CES ERCA ont noté une difficulté d'accès à certaines données et recommande une bancarisation systématique des données ci-dessous :

- les données de contrôle des ARS, qui sont importantes à prendre en compte car acquises actuellement dans des zones où la pression de contamination en PFAS est avérée et souvent sur plusieurs compartiments simultanément ;
- Les données d'autosurveillance que ce soit des PRPDE via les PGSSE pour l'alimentation en eau potable ou des industriels producteurs et/ou utilisateurs de PFAS dans le cadre de leur autosurveillance ou sur demande des DREAL issue des arrêtés préfectoraux qui devraient être systématisées et mises à disposition des scientifiques, des opérateurs des services de l'état et des autorités de gestion.

Ainsi que de toutes les nouvelles données en cours d'acquisition ou à venir sur les sources ou les compartiments environnementaux dans le cadre de différents exercices, dont les actions du plan interministériel PFAS :

- les campagnes exploratoires sur les sols, les eaux souterraines, les EDCH et eaux conditionnées ;
- le focus sur les sites impactés par les mousses anti-incendie (campagnes de diagnostic prévues entre 2025 et 2026 sur plus de 4000 sites) ;

- les campagnes sur les émissions atmosphériques des installations d'incinération, de co-incinération et d'autres traitements thermiques de déchets [25] ;
- les campagnes d'analyses dans les eaux d'entrée et de sortie de stations de traitement des eaux usées urbaines (2026-2027)[26].

Plusieurs bases de données existent et peuvent être ou sont alimentées par ces données de manière plus ou moins exhaustive. Les travaux en cours sur l'interopérabilité des bases de données, portés par l'action 23 du plan interministériel PFAS, devraient résoudre les questions de partage de l'information entre bases de données.

3.4.2.4.2 Critères physico-chimiques, propriétés des molécules et de leurs métabolites

Des travaux visant à renforcer la connaissance des propriétés physico-chimiques des PFAS sont essentiels et concernent :

- les données de dégradation (produits de dégradation, persistance, temps de demi-vie, etc.), encore très parcellaires. Une concaténation des données disponibles et l'acquisition de nouvelles données concernant certaines molécules mises en lumière dans cet exercice sont nécessaires,
- l'acquisition de données expérimentales, complexifié par les propriétés particulières des PFAS (sorption, comportement aux interfaces) tant du point de vue expérimental, qu'analytique,
- l'intégration des approches de modélisation, tout en s'assurant de leur robustesse. Un travail de compilation, d'évaluation, de sélection et de validation des modèles utilisés dans les approches QSPR (*Quantitative Structure-Property Relationships*) doit être effectué sur les propriétés considérées comme les plus importantes (Koc, Koa, etc.) ou les données structurales,
- l'acquisition de données sur le métabolisme des PFAS (bioaccumulation et formation de métabolites) est nécessaire afin d'identifier les molécules d'intérêt à surveiller dans les biotes et les populations.

3.4.2.4.3 Travaux méthodologiques sur les transferts

La recherche d'information sur l'analyse des PFAS dans les MCDA/MCDE a montré le peu de données disponibles, et le manque d'harmonisation et de description des protocoles pour leur d'acquisition. Un travail spécifique pour établir un protocole harmonisé pour évaluer le potentiel de transfert des MCDA/MCDE vers les aliments est à mettre en œuvre.

De même, l'adaptation, à la problématique des PFAS, des protocoles de caractérisation des émissions des matériaux de construction et produits de consommation est à réaliser pour permettre l'obtention de données pertinentes.

3.4.2.4.4 Amélioration des performances analytiques des méthodes de mesure selon les compartiments

La mise en œuvre de méthodes spécifiques à différents sous-groupes de PFAS sera nécessaire : une méthode optimale pour l'analyse des PFAS à chaînes ultracourtes sera

[25] Arrêté du 31 octobre 2024 relatif à l'analyse des substances per- et polyfluoroalkylées dans les émissions atmosphériques des installations d'incinération, de co-incinération et d'autres traitements thermiques de déchets

[26] Arrêté du 3 septembre 2025 relatif à l'analyse de substances per- et polyfluoroalkylées dans les eaux en entrée et sortie de stations de traitement des eaux usées urbaines

différente de la méthode optimale pour l'analyse des PFAS à chaînes très longues, ou de celle pour les PFAS volatils.

Les propositions de surveillance du GT et du CES ERCA concernent certaines matrices particulièrement complexes (lait, corps gras, biote, etc.), qui vont nécessiter des développements analytiques importants pour atteindre des limites de quantification satisfaisantes. Ces efforts permettraient d'affirmer l'absence de certaines molécules au-delà de seuils préoccupants et donc de focaliser la surveillance sur des molécules à enjeu, d'établir des tendances d'évolution des concentrations, ou de disposer de données fiables quant à la répartition de PFAS entre des sous-compartiments.

De par la complexité de la question des PFAS (multitudes de molécules, diversités de propriétés, besoin de caractériser tous les PFAS. etc.), la réflexion sur l'utilisation des nouvelles approches de mesure complémentaires doit être poursuivie : analyses globales (mesure des concentrations en fluor organique), approche indirecte (TOP assay), analyses non ciblées pour identifier de nouveaux composés, etc.

Les avantages et limites, la performance et les informations apportés par ces différentes méthodes doivent être mieux documentés et partagés entre les acteurs (producteurs de données et gestionnaires utilisateurs).

Certaines de ces recommandations sont en cohérence avec l'axe 1 du plan d'action interministériel sur les PFAS.

3.4.2.4.5 Acquisition de nouvelles données d'occurrence dans les compartiments

Les stratégies de surveillance proposées doivent s'appuyer sur les réseaux existants autant que possible. Pour certains sous-compartiments, des réseaux de surveillance doivent être construits ou renforcés, comme pour ceux du compartiment « air, sols et poussières ».

Les modalités d'échantillonnage et d'analyses devront parfois être adaptées par rapport aux pratiques actuelles, en fonction de la spécificité des PFAS (exemple : choix du/des support(s) biote à considérer).

3.4.2.4.6 Consolidation de la liste des PFAS d'intérêt dans les sources

L'importance de caractériser les sources a été clairement identifiée comme d'intérêt majeur pour orienter les stratégies de surveillance à mettre en place dans les différents sous-compartiments.

La liste des PFAS qui seront identifiés lors de la mise en place de « surveillance localisée des sources et milieux connexes » sera à prendre en compte, après consolidation et compilation des informations préalables requises (cf. chapitre 6.4.2 du rapport-Partie 2) pour intégrer des campagnes de surveillance (exploratoire ou pérenne).

3.4.2.4.7 Acquisition de nouvelles données d'occurrence dans les sources

Des campagnes de mesures sont planifiées dans les mois à venir pour un certain nombre de sources potentielles, mais d'autres sources restent à investiguer pour acquérir des nouvelles données :

- les boues de stations d'épuration urbaines, qui ne sont pas intégrées à ce jour dans l'arrêté sur les stations d'épuration urbaines[27],
- de manière générale, tous les produits destinés à un apport aux sols notamment en contexte agricole (compost, digestats, boues résiduaires, cendres et autres matières valorisées, etc.),
- l'extension du périmètre (molécules et type d'ICPE concernées) de la surveillance des émissions atmosphériques en prenant en compte les phases gazeuse et particulaire,
- les MCDA/MCDE après harmonisation des protocoles (voir point 3.2.1.3),
- les matériaux de construction et produits de consommation.

L'acquisition de ces données permettra de mieux caractériser les différentes sources afin de sélectionner la/les sources la/les plus pertinente(s) en lien avec chaque sous-compartiment.

3.4.2.5 Recommandations spécifiques à l'acquisition de nouvelles connaissances toxicologiques

3.4.2.5.1 Acquisition et production de données toxicologiques

Pour les PFAS présentant un score d'occurrence élevé mais un score de toxicité faible ou une toxicité inconnue, ces substances devraient être prioritairement ciblées pour l'identification des dangers. A cette fin, il est recommandé de conduire des études toxicologiques et écotoxicologiques expérimentales afin d'évaluer leur toxicité aiguë et chronique ainsi que leur potentiel reprotoxique, cancérogène et immunotoxique. Ces travaux devraient également permettre d'identifier des points de départ toxicologiques (NOAEL, LOAEL, BMDL) pour les effets néfastes les plus pertinents, notamment par les voies orale et respiratoire.

Dans cette optique, le besoin de développer des études est souligné, afin de disposer des informations toxicologiques indispensables. Ces données permettraient également d'évaluer et de comparer le potentiel de toxicité relatif (RPF) des principaux PFAS contaminant l'Homme et l'environnement, en particulier vis-à-vis de fonctions systémiques clés : hépatique, rénale, pancréatique, endocrinienne et immunitaire.

Il est également nécessaire de développer et de valider des études *in vitro*, notamment des études de criblage (*screening*) permettant de quantifier l'affinité des PFAS pour les récepteurs impliqués dans le métabolisme (AhR, PXR, CAR, PPARα, β, γ, RXR, etc.) ainsi que dans les fonctions endocriniennes (stéroïdienne, thyroïdienne, pancréatique, placentaire, etc.). Cette recommandation s'appuie sur la catégorisation existante, qui montre que la majorité des PFAS étudiés (score de toxicité total>20) présentent des signaux d'alerte associés à une activité de perturbation endocrinienne.

Enfin, pour les PFAS présentant les scores de toxicité les plus élevés, ces molécules devraient constituer une priorité pour l'élaboration de VTR afin de permettre leur intégration dans les évaluations de risques et la définition de valeurs sanitaires dans les différents sous-compartiments.

3.4.2.5.2 Mieux caractériser le danger et les relations dose-effet

Certaines études portant sur des PFAS spécifiques ont déjà mis en évidence des effets immunotoxiques, hépatotoxiques, CMR, ainsi que PE.

[27] https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000052201216

Si l'objectif est de considérer les PFAS comme une famille chimique cohérente, il sera nécessaire d'une part, d'identifier des effets néfastes communs pouvant servir de base à l'établissement de VTR pour le groupe dans son ensemble et/ou d'autre part, de développer des facteurs de toxicité relative (RPF) reflétant les activités spécifiques à certaines catégories de PFAS en fonction de leur structure chimique. Cette approche devrait également intégrer les effets "mélange" pour prendre en compte la co-exposition fréquente à ces substances. Toutefois le GT VTR PFAS s'est prêté à l'exercice et au regard de la complexité de cette famille et du temps imparti, seul un état des lieux des approches permettant de prendre en compte des mélanges de PFAS dans le cadre d'évaluation des risques a pu être réalisé à ce stade (Anses, 2025b). Le GT poursuit son expertise par une analyse critique des approches permettant de prendre en compte des mélanges de PFAS dans le cadre d'évaluation des risques

Le GT et le CES ERCA soulignent que la très grande majorité des VTR sont des VTR par voie orale et que le peu de VTR par voie respiratoire disponibles sont majoritairement issues de transposition voie à voie.

Par ailleurs, certaines substances ont déjà été désignées comme prioritaires pour une surveillance renforcée dans certains compartiments environnementaux ou biologiques.

3.4.2.5.3 Production de données expérimentales écotoxicologiques

Lors de sa recherche d'information, le GT a constaté le manque flagrant de données et d'information sur le volet de l'écotoxicité.

Pour les PFAS dont le score occurrence est élevé dans certains sous-compartiments, des données d'écotoxicité doivent être réalisées rapidement afin d'en percevoir les conséquences à long terme.

Il serait, par ailleurs, utile de confronter les données *in silico* aux données expérimentales ce que ne permet pas actuellement la base de données NORMAN qui fournit soit les unes soit les autres mais pas les deux à la fois (exemple des valeurs de PNEC aquatique).

Enfin, la majorité des PNEC disponibles sont établies sur les espèces aquatiques, il s'avère nécessaire d'acquérir des PNEC adaptées à d'autres matrices (sédiment, sol) pour certaines molécules d'intérêt.

3.4.2.5.4 Intégration des nouvelles approches méthodologiques dans l'évaluation des PFAS

Compte tenu du grand nombre de molécules dans la superfamille des PFAS, il est crucial de renforcer les efforts en modélisation et simulation. Cela inclut la validation de modèles QSAR (Relations Quantitatives Structure-Activité) pour prédire la toxicité et de modèles PBPK (Modèles Pharmacocinétiques à Base Physiologique) pour simuler l'absorption, la distribution, le métabolisme et l'excrétion.

L'expertise a mis en évidence que les résultats obtenus avec les outils testés par les approches QSAR ne permettent pas de produire des renseignements exploitables. Un travail dédié au développement et à la validation de modèles QSAR spécifiques aux PFAS, avec une définition claire des effets modélisés est indispensable pour renseigner la matrice de catégorisation dans le cas des nombreux PFAS ne disposant d'aucune donnée de toxicité *in vitro* ou *in vivo.*

Il est ainsi recommandé que des recherches soient menées afin de développer un outil QSAR spécifique aux PFAS, permettant de prédire des paramètres sélectionnés sur la base des

connaissances toxicologiques des PFAS en fonction de leur structure et de leurs effets ou modes d'action communs.

Cette recommandation correspond à une action prioritaire indispensable afin d'appréhender les dangers et les risques de la très grande majorité des composés de cette famille pour lesquels aucune information toxicologique n'est disponible.

3.4.2.5.5 Besoin d'acquisition de données épidémiologiques et d'imprégnation

Les résultats de cette expertise soulignent le besoin d'acquérir, à court et moyen terme, davantage de données épidémiologiques et de mesures d'imprégnation auprès de la population générale et professionnelle. L'acquisition de ces données permettra d'affiner la surveillance des PFAS auprès des populations selon la source d'exposition éventuelle (population générale) et le type d'activité professionnelle (travailleurs).

Une enquête est en cours à l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) sur les PFAS en milieu professionnel. Elle permettra justement de répondre à ces premières interrogations et ouvrira des perspectives concernant les travaux à mener dans l'optique de mieux suivre les populations professionnelles exposées, de collecter des données de biosurveillance, afin de pouvoir proposer des mesures préventives concrètes, applicables et efficaces.

3.4.2.6 Recommandations relatives au traitement de potabilisation de l'eau

La gestion des déchets concentrés en PFAS générés par les procédés de traitement constituant un enjeu majeur, le GT et le CES ERCA considèrent que leur rejet dans l'environnement devrait être formellement proscrit afin de contribuer à l'effort général de diminution des contaminations environnementales.

Le GT et le CES ERCA recommandent que des travaux soient menés sur :

- la destruction des déchets générés par les procédés de traitement, en particulier pour les charbons actifs et procédés membranaires,
- les possibilités de transformation de certains PFAS dans les conditions réelles rencontrées dans les usines de production d'eau potable et/ou dans les réservoirs de stockage et réseaux de distribution.

4 Conclusions et recommandations de l'Agence

Si la pollution aux PFAS a émergé relativement récemment dans la sphère publique, les scientifiques travaillent de longue date sur ces substances chimiques, en particulier celles présentant une forte toxicité. Leur utilisation à large spectre, combinée à leur caractère très persistant, conduit à une contamination durable de l'environnement et, sans action volontariste, à une exposition croissante de la population. Comme pour tous les polluants qui tendent à s'accumuler dans les écosystèmes, la priorité est donc d'agir à la source en limitant leurs émissions. C'est l'objet de la restriction européenne en cours d'instruction par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA).

Les travaux conduisant au présent avis s'inscrivent dans la continuité de l'investissement de l'Anses sur ce thème et répondent à une saisine émanant de la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF), la Direction générale du travail (DGT), la Direction générale de l'Alimentation (DGAL), la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) et la Direction générale de la santé (DGS). Elle constituait l'une des priorités du programme de travail de l'Anses.

La première contribution de l'agence en août 2023 a été un apport à l'instruction par l'ECHA d'une proposition de restriction de l'usage de cette famille de substances en raison de leur caractéristique commune : leur forte persistance environnementale. Une nouvelle étape vient d'être franchie avec la publication de la mise à jour de la proposition. Sans préjuger de ses résultats, qui s'appliqueront de manière uniforme en Europe, l'Agence considère cette action de prévention primaire comme prioritaire, car elle réduira les émissions de substances à la source. Au niveau national, la loi PFAS adoptée en février 2025 interdit progressivement dès 2026 certains produits contenant des PFAS (cosmétiques, textiles, farts, etc.).

Par ailleurs, pour les substances les plus toxiques et non pourvues de valeurs sanitaires de référence, il est difficile d'évaluer les risques liés à l'exposition à ces substances. Ainsi, pour répondre au besoin d'établissement de repères utiles à l'évaluation et à la gestion des risques, l'Agence a recensé les valeurs de référence existantes pour les 20 PFAS à suivre dans les eaux destinées à la consommation humaine (Anses, 2023) et a poursuivi ce travail par l'analyse critique des valeurs toxicologiques de référence (VTR) existantes et, pour les VTR qui n'existent pas ou qui sont jugées non pertinentes, l'Agence en propose de nouvelles. Les premières propositions de VTR pour le PFBA, le PFHxA et le 6:2 FTSA ont été publiées en juin 2025 et ont été déclinées en valeurs guide sanitaires (VGS) pour les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) dans le cadre du présent avis.

Au-delà, compte tenu du temps nécessaire à l'aboutissement de la restriction européenne et de l'interdiction nationale, et face à la persistance de ces substances dans l'environnement, la restriction d'utilisation à elle seule n'est pas suffisante. La surveillance et la priorisation des actions pour prévenir ou limiter les risques sanitaires et environnementaux constituent de ce fait un défi majeur, particulièrement ardu du fait du nombre de substances concernées.

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES « Evaluation des risques physico-chimiques liés aux aliments » relatives au bilan de la contamination des PFAS dans différents compartiments et à leur catégorisation en vue de leur surveillance.

Le présent avis établit un état des lieux des contaminations aux PFAS en France dans les différents sous-compartiments (eaux, sédiments, biotes, aliments, air/poussières intérieures et extérieures, et sols) et des données de biosurveillance. En s'appuyant sur ce bilan ainsi que

sur le niveau d'informations disponibles sur la toxicité de ces substances, l'avis propose des approches de surveillance différenciées selon les sous-compartiments et pour différents groupes de substances. Certaines recommandations visent des dispositions pérennes, d'autres à caractère exploratoire ou d'investigations localisées. Parmi les types de surveillance recommandées, l'Anses mentionne que la modalité « surveillance localisée » joue un rôle essentiel dans le cas de situations particulières, qu'elles soient liées à des contaminations historiques ou à l'existence de sites d'émissions ou d'accumulation des substances. Au-delà de leur mise en œuvre scientifique et technique, l'Agence souligne l'importance de la prise en compte des spécificités locales des territoires concernés (historiques des contaminations, caractéristiques socioéconomiques, relations entre les acteurs…) pour assurer l'efficacité des démarches de surveillance en impliquant les parties prenantes et en assurant l'articulation avec les initiatives existantes.

Le bilan de la contamination des différents sous-compartiments vient compléter les travaux sur l'état de la contamination de l'eau en France, mis à disposition par le ministère de la Transition écologique (PFAS : surveillance de l'état des eaux de la France | Ministères Aménagement du territoire Transition écologique) au titre de l'action 23 du plan interministériel sur les PFAS. Ce bilan donne une vue globale de l'état de la contamination, bâti sur un nombre considérable de données : près de 2 millions de données ont été mobilisées. Pour autant, elles concernent uniquement 142 PFAS ce qui, mis en regard du nombre de substances que compte cette « famille », sous-tend l'ampleur des travaux à venir.

Les travaux de catégorisation reposent, quant à eux, à la fois sur ce bilan et sur des informations complémentaires (propriétés physico-chimiques, sources) ; ce qui a permis de porter à 247 le nombre de PFAS pris en compte et, par exemple, d'intégrer le TFA (acide trifluoroacétique) pour lequel peu de données d'occurrence étaient disponibles au moment de l'analyse.

La surveillance actuelle des PFAS étant très hétérogène selon les compartiments et liée aux règlementations applicables, l'Agence recommande, selon des approches de surveillance différenciées, la recherche de nouvelles données en particulier pour les compartiments en comportant très peu comme les compartiments air (intérieur et extérieur), sols et poussières. L'Agence précise que ces recommandations sont issues d'un travail de catégorisation scientifique. Elles concernent donc tant les acteurs économiques, au titre de leurs responsabilités de maîtrise des risques associés à leurs produits et activités, que des actions de contrôle au titre de l'Etat. Elle ajoute que la collecte par les acteurs économiques devrait intégrer un mécanisme de mise à disposition des données aux fins de permettre l'actualisation de cette catégorisation.

L'acquisition de données d'exposition professionnelle est également recommandée, en s'appuyant notamment sur les travaux de l'INRS permettant d'identifier les filières d'intérêt en France. En ce sens, l'Anses soutient les actions du plan interministériel en lien avec cette thématique. Cette action paraît très importante à l'Anses pour deux raisons : d'une part, les expositions professionnelles peuvent se situer à des niveaux supérieurs aux expositions environnementales et doivent bénéficier d'un suivi médical et, d'autre part, du fait qu'il importe de prendre en compte leur éventuel cumul avec les autres sources d'exposition.

Parmi les sources de PFAS encore mal caractérisées et devant être investiguées, l'Anses a identifié les MCDA/MCDE (matériaux au contact des denrées alimentaires, matériaux au contact de l'eau), les matériaux de construction et les produits de consommation. Ces matrices peuvent contenir des PFAS ajoutées intentionnellement pour leurs propriétés de résistance ou

être contaminées de manière accidentelle au cours de leur fabrication. L'Agence recommande de renforcer la caractérisation de ces produits et matériaux en cohérence, pour les MCDA et les produits de consommation, avec l'action 5 du plan interministériel PFAS. D'autre part, peu d'études permettent de quantifier leur contribution aux transferts de PFAS vers les milieux environnants ou vers l'eau potable. L'Agence recommande de conduire des travaux spécifiques visant à évaluer le potentiel de relargage ou d'émission de ces substances à partir de ces produits et matériaux.

Concernant l'exercice de catégorisation, si des listes ont pu être établies par sous-compartiment, l'Agence recommande d'améliorer et homogénéiser les méthodes de mesures afin de les valider. C'est tout l'enjeu de l'axe 1 du plan d'action interministériel sur les PFAS. L'Anses souligne également les recommandations des experts pour faire en sorte, dès la conception des campagnes de mesures, que les données recueillies soient facilement exploitables (table de correspondance, interopérabilité, réutilisabilité, etc.). Elle soutient l'action 23 du plan ministériel sur l'interopérabilité des bases de données.

La mise en œuvre des surveillances recommandées devrait permettre, dans la durée, de documenter avec plus de complétude et de précision le « score d'occurrence » qui traduit la connaissance de la pression d'exposition dans les différents milieux, susceptible de peser sur les santés humaine, animale et de l'environnement afin d'en donner une vision globale.

L'autre composante de la démarche de catégorisation est la détermination d'un « score de toxicité » (ST). Ce score est composite, car il intègre à la fois le niveau de connaissance disponible sur la toxicité des substances et une estimation de son niveau de danger (classement Cancérogène Mutagène Reprotoxique (CMR) et éléments sur le danger Perturbateur endocrinien (PE)) ; aussi, un score bas n'est pas nécessairement assimilable à une faible toxicité. Au-delà de quelques substances emblématiques, la disponibilité des données de toxicité a montré de nombreuses limites, surtout lorsqu'on compare la sphère des substances investiguées (un peu plus de 200) au périmètre de la « famille » des PFAS (plusieurs milliers). A cet égard, l'Anses rappelle que ses travaux actuels sur les modes d'actions et les valeurs sanitaires de référence ne dégagent pas de caractéristiques communes et représentatives en termes de toxicité, comme cela peut être le cas pour d'autres familles de polluants (ex. dioxines, phtalates, etc.). De ce fait, l'agence questionne le principe même de l'usage de cette notion de « famille » dès lors qu'il s'agit de traiter de la surveillance et de la gestion des risques après mise sur le marché, alors qu'elle soutient totalement l'approche groupée pour la restriction européenne.

Tout en étant consciente du temps nécessaire à leur production, l'Agence souligne le besoin de nouvelles données de caractérisation des dangers, incluant l'écotoxicité, pour des substances prioritaires. Compte tenu du temps nécessaire à la production de telles données et du besoin de prioriser les substances à examiner, l'Anses encourage à investiguer deux facteurs soulignés par les experts dans leurs recommandations (§ 3.4.2.4.2) que sont les modes de dégradation des substances PFAS dans l'environnement, d'une part et les mécanismes de pharmacocinétique (absorption, distribution, élimination) dans l'organisme, d'autre part. En effet, il importe d'identifier de manière précoce si certaines substances (par ex. à chaîne courte) constituent une forme vers laquelle un grand nombre de substances va se dégrader puis persister dans les milieux, renforçant leur niveau de priorité dans le cadre des surveillances. De même, les formes ou substances présentant une forte accumulation et/ou persistance dans les organismes vivants sont également à considérer avec attention, en particulier si leur toxicité est mal connue.

Compte-tenu de la production attendue de nouvelles données, aussi bien d'occurrence que de toxicité, que ce soit dans un contexte réglementaire ou de travaux exploratoires, une mise à jour régulière de la catégorisation des PFAS est soutenue par l'Anses. Pour assurer l'efficacité de cette démarche, il est essentiel de garantir l'accessibilité, la transparence et l'interopérabilité des données d'occurrence. L'Agence recommande que cette mise à jour soit réalisée dans le cadre d'une organisation gérée à l'échelle nationale impliquant les acteurs concernés et les producteurs de données, qui trouverait logiquement sa place dans une instance dédiée en lien avec le plan interministériel.

La préoccupation soulevée par les PFAS dépassant les frontières, l'Agence s'inscrit dans une coopération européenne active, notamment à travers sa participation au projet PARC (Partenariat européen pour l'évaluation des risques liés aux substances chimiques), qui vise à harmoniser les méthodologies et à renforcer les capacités communes de recherche et d'évaluation au sein de l'UE. Elle échange également avec ses homologues européens et avec l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) sur les enjeux sanitaires et sur les méthodes développées pour expertiser ces substances.

Pour conclure, si la persistance des PFAS, constitue une source de préoccupation et d'actions pour en limiter l'usage, l'Anses rappelle que les PFAS ne sont qu'une partie d'un ensemble plus vaste de substances chimiques présentes dans notre environnement, dont certaines peuvent présenter des risques comparables voire supérieurs aux plus toxiques des PFAS. Aussi, il n'est pas souhaitable de mobiliser l'ensemble de l'attention et des moyens d'actions sur ce très vaste groupe de substances au motif qu'elles appartiennent à une large « famille » dont le trait commun est la persistance environnementale.

Face à cette réalité, et à la nécessité de prioriser l'évaluation et la gestion des risques, une approche globale et cohérente de la surveillance des contaminants chimiques s'impose. Plutôt que de se concentrer uniquement sur certaines familles de substances au gré des priorités conjoncturelles, en particulier médiatiques, il serait pertinent de développer des stratégies intégrées d'évaluation et de gestion des risques, tenant compte à la fois du danger intrinsèque des composés, de leur présence dans les compartiments, et de l'exposition réelle des populations. Les travaux menés par l'Agence par le passé pour prioriser des actions de surveillance dans l'alimentation ou dans l'air ambiant peuvent constituer des bases à cet effet.

Une telle approche permettrait non seulement de mieux hiérarchiser les risques, mais aussi d'optimiser les ressources allouées à leur surveillance et à leur prise en compte.

Enfin, l'Anses souligne que la combinaison du nombre des substances concernées et du niveau de préoccupation qu'elles soulèvent constitue une problématique qui ne peut pas être appréhendée uniquement avec les outils habituels en santé publique. Elle recommande de tirer parti du fait que l'usage de ces substances remonte pour certaines à plusieurs décennies et n'a pas été homogène sur le territoire pour concevoir des approches exploratoires de croisement de données d'environnement et de santé, au carrefour des compétences de l'Anses, de Santé publique France, voire d'autres acteurs et sous l'égide du GD4H (Green Data for Health). Cela permettrait d'identifier plus rapidement d'éventuelles zones géographiques d'intérêt à partir d'un dispositif de vigilance épidémiologique opérationnel en santé environnementale.

Pr Benoît Vallet

MOTS-CLÉS

PFAS, eau, air, aliments, produits de consommation, réglementation, contamination, catégorisation, occurrence, toxicité, recommandations, surveillance, biosurveillance

PFAS, water, air, food, consumer products, regulation, contamination, categorisation, occurrence, toxicity, recommendations, monitoring biomonitoring

CITATION SUGGÉRÉE

Anses. (2025). Avis et rapports relatifs aux composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance. (Saisine 2022-SA-0198). Maisons-Alfort : Anses, 66 p.

ANNEXE 1

Suivi des modifications apportées le 14 octobre 2025 à la version du 23 septembre 2025

Numéro de page	Modification effectuée
Page 22	Correction apportée : la phrase « du compartiment air, sol, poussières » a été changée par « des compartiments air, sols, poussières »
Page 33-34	Remplacement de la phrase relative au PFUnDS en page 34 par : « Ceci est également le cas du PFUnDS qui, du fait de ses scores très faibles, est proposé en surveillance localisée voire sans préconisation de surveillance s'il n'est retrouvé dans aucune source de contamination (SO4=0). » et déplacement en page 33.
Page 35	Correction apportée au Tableau 7 sur la liste des substances à surveiller dans les poissons et produits de la mer
Page 36	Correction apportée à la liste des substances à surveiller dans le lait maternel
Page 40	Correction apportée dans le texte
Page 41	Correction apportée au Tableau 9 sur la liste des substances à surveiller
Page 43	Correction apportée à la liste des substances à surveiller dans le lait maternel
Page 55	Correction apportée : le terme « VTR inhalation » a été modifié par « VTR respiratoire »

Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance

Partie 1 : Bilan de la contamination par les PFAS de différents compartiments

Saisine « 2022-SA-0198 »

RAPPORT complété[1] d'expertise collective

Comité d'Experts Spécialisé « Évaluation des risques chimiques dans les aliments » (CES ERCA)

Groupe de travail « « PFAS : contaminations, surveillance et hiérarchisation » (GT PFAS)

Septembre 2025

[1] Cette version annule et remplace la version initiale d'avril 2025. Les modifications apportées sont indiquées dans l'Annexe 13.

AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
Tél : +33 (0)1 49 77 13 50 — www.anses.fr

Citation suggérée

Anses. (2025). Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance. Partie 1 : Bilan de la contamination par les PFAS de différents compartiments. (Saisine 2022-SA-0198). Maisons-Alfort : Anses, 366 p.

Mots clés

Français: PFAS, surveillance, biosurveillance, réglementation, contamination, eau, air, aliments, produits de consommation

Anglais: *PFAS, monitoring, biomonitoring, regulation, contamination, water, air, food, consumer products*

Présentation des intervenants

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

GT PFAS

Présidente

Mme Anne TOGOLA – Chef de projet métrologie environnementale, BRGM - Compétences : chimie analytique, micropolluants

Vice-Président

M. Jean-Charles LEBLANC – Chef de l'unité pesticides et biotoxines marines, Laboratoire de sécurité des aliments, Anses - Compétences : Evaluation des risques chimiques, évaluation des expositions alimentaires et contaminants environnementaux

Membres

M. Dany CHEVALIER – Maître de conférences, Université de Lille - Compétences : Toxicologie

M. Joseph DE LAAT – Retraité de l'Université de Poitiers - Compétences : Chimie des eaux, traitement des eaux

M. Nicolas DELCOURT (jusqu'en décembre 2024) – Maître de conférences des universités, pharmacien hospitalier – Faculté de Pharmacie (Université Toulouse 3) et CHU Toulouse (Centre Antipoison et de Toxicovigilance - Compétences : Biochimie et toxicologie clinique

Mme Virginie DESVIGNES – Responsable de la Division Qualité des Environnements Intérieurs - Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) - Compétences : Analyse statistique, évaluation de l'exposition et évaluation des risques sanitaires

M. Gauthier EPPE – Professeur – Université de Liège - Compétences : Chimie analytique, contaminants chimiques et composés néoformés

M. Frédéric FEDER – Directeur de l'unité « recyclage et risque », CIRAD Montpellier - Compétences : Sol, échantillonnage de diverses matrice, transfert et flux entre compartiment de l'environnement, contextes tropicaux

M. Christophe MECHOUK (jusqu'en avril 2024) – Chef de division « études et constructions », Ville de Lausanne (Suisse) - Compétences : Traitement de l'eau, Micropolluants, Qualité de l'eau

M. Pierre LABADIE – Directeur de recherche, CNRS-Université de Bordeaux - Compétences : Chimie analytique, chimie environnementale, transferts, écosystèmes aquatiques

M. Gérard NGUETA – Chercheur, Université de Sherbrooke (Canada) -Compétences : Epidémiologie, biostatistiques

Mme Mélanie NICOLAS – Responsable de pôle, Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) - Compétences : Chimie analytique, émissions, COV, air intérieur, réactivité, métrologie

Mme Pauline ROUSSEAU-GUEUTIN – Enseignant-Chercheur, EHESP - Compétences : Hydrogéologie, transfert de contaminants dans les eaux souterraines, réglementation dans le domaine de l'eau, Évaluation des niveaux de contaminations

Mme Paule VASSEUR – Professeur émérite - Université de Lorraine, CNRS - Compétences : Toxicologie, écotoxicologie

RELECTEURS POUR LE CES « ERCA »

M. Pierre-Marie BADOT – Professeur émérite – Université Marie et Louis Pasteur – Compétences : Transfert de contaminants et écotoxicologie

Mme Christine DEMEILLIERS – Professeure des universités – Université Grenoble-Alpes – Compétences : Toxicologie

Mme Anne-Sophie FICHEUX – Maître de conférences – Université de Bretagne Occidentale – Compétences : Toxicologie alimentaire, modélisation et exposition probabiliste

Mme Francesca MANCINI – Professeur des universités – INSERM - Chargée de recherche – Compétences : Epidémiologie

Mme Mathilde MUNIER – Chercheur hospitalier – INSERM, CHU d'Angers - Compétences : Perturbateurs endocriniens, toxicité des mélanges et relation dose-réponse

Mme Marie-Louise SCIPPO – Professeur ordinaire à l'Université de Liège (Belgique) – Compétences : Contaminants, résidus, risques chimiques, sécurité sanitaire, qualité nutritionnelle

RELECTEURS POUR LE CES « EAUX »

Mme Sabine DENOOZ – Expert process et qualité de l'eau – La société Wallonne des eaux (Belgique) – Compétences : Produits et procédés de traitement de l'eau (EDCH), plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE), expertise technique

M. Johnny GASPERI – Directeur de recherche – Université Gustave Eiffel – Compétences : Micropolluants organiques, eaux urbaines, eaux de surface, traitements des eaux usées

Mme Sophie LARDY-FONTAN – Directrice du laboratoire d'hydrologie de Nancy – Compétences : Métrologie, chimie analytique, micropolluants, ultratraces, assurance qualité/contrôle qualité (QA/QC).

Mme Marion MORTAMAIS – Maître de Conférence à la Faculté de Médecine Montpellier - Nîmes – Compétences : Epidémiologie, statistiques

Mme Michèle TREMBLAY – Docteur en médecine spécialiste en santé communautaire / Médecin conseil en santé au travail et en maladies infectieuses – retraitée – Compétences : Santé travail, microbiologie de l'eau

COMITÉS D'EXPERTS SPÉCIALISÉS

Les travaux, objets du présent avis ont été suivis et adoptés par les CES suivants :

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ « ÉVALUATION DES RISQUES PHYSICO-CHIMIQUES DANS LES ALIMENTS » (CES ERCA)

Président

M. Bruno LE BIZEC – Professeur des universités – Oniris, École Nationale Vétérinaire, Agroalimentaire et de l'Alimentation Nantes-Atlantique – Compétences : Evaluation du risque, Polluants organiques persistants

Vice-présidente

Mme Marie-Louise SCIPPO – Professeur ordinaire à l'Université de Liège (Belgique) – Compétences : Contaminants, résidus, risques chimiques, sécurité sanitaire, qualité nutritionnelle

Membres

M. Claude ATGIE – Professeur des universités – ENSCBP Bordeaux INP – Compétences : Toxicologie

M. Pierre-Marie BADOT – Professeur émérite – Université Marie et Louis Pasteur – Compétences : Transfert de contaminants et écotoxicologie

Mme Rachida CHEKRI – Responsable du Laboratoire National de Référence (ETM) – ANSES, Laboratoire de sécurité des aliments, unité Eléments Traces Métalliques et Minéraux – Compétences : Chimie analytique, contaminants organiques et réglementation

Mme Marie-Yasmine DECHRAOUI BOTTEIN – Professeure – Université Côte d'Azur – Compétences : Toxicologie environnementale et biotoxines marines

M. Nicolas DELCOURT – Maître de conférences, pharmacien hospitalier – Faculté de Pharmacie (Université Toulouse 3) et CHU Toulouse (Centre Antipoison et de Toxicovigilance – Compétences : Biochimie et toxicologie clinique

Mme Christine DEMEILLIERS – Professeure des universités – Université Grenoble-Alpes – Compétences : Toxicologie

Mme Virginie DESVIGNES – Responsable de la Division Qualité des Environnements Intérieurs – Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) - Compétences : Analyse statistique, évaluation de l'exposition et évaluation des risques sanitaires

M. Erwan ENGEL – Directeur de recherche – INRAE - Compétences : Chimie analytique

M. Gauthier EPPE – Professeur – Université de Liège (Belgique) – Compétences : Chimie analytique, contaminants chimiques et composés néoformés

Mme Anne-Sophie FICHEUX – Maître de conférences – Université de Bretagne Occidentale – Compétences : Toxicologie alimentaire, modélisation et exposition probabiliste

M. Eric HOUDEAU – Directeur de recherche – INRAE - Compétences : Toxicologie alimentaire, physiopathologie digestive et endocrinologie

M. Jean-Philippe JAEG – Maître de conférences – Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse – Compétences : Toxicologie, transfert des contaminants et alimentation animale

Mme Emilie LANCE – Maître de conférences des universités – Université Reims Champagne Ardennes – Compétences : Ecotoxicologie et cyanotoxines

M. Olivier LAPREVOTE - Professeur des universités, praticien hospitalier - Université Paris Cité Hôpital Européen Georges Pompidou – AP-HP – Compétences : Contaminants et autres xénobiotiques, toxicologie générale et mécanismes de toxicité

M. Michel LAURENTIE – Directeur de recherche – ANSES, Unité « Expérimentation, modélisation et analyse des données » – Compétences : Pharmacocinétique, modélisation mathématique

M. Ludovic LE HEGARAT – Responsable de laboratoire - Anses-Laboratoire de Fougères – Compétences : Toxicologie

M. Jean-Charles LEBLANC – Chef d'unité – Anses, Laboratoire de sécurité des aliments, Unité Pesticides et Biotoxines Marines – Compétences : Evaluation des risques chimiques, évaluation des expositions alimentaires et contaminants environnementaux

M. Nicolas LOISEAU – Directeur de recherche – INRAE – Compétences : Toxicologie

M. David MAKOWSKI – INRAE, Directeur de recherche – Compétences : Statistiques, modélisation

Mme Francesca MANCINI – Professeur des universités – INSERM – Chargée de recherche – Compétences : Epidémiologie

M. Eric MARCHIONI – Professeur des universités – Université de Strasbourg, Faculté de Pharmacie – Compétences : Chimie analytique

M. Jean-François MASFARAUD – Maître de conférences des universités – Université de Lorraine - Compétences : Transfert de contaminants et écotoxicologie

Mme Mathilde MUNIER – Chercheur hospitalier – INSERM, CHU d'Angers – Compétences : Perturbateurs endocriniens, toxicité des mélanges et relation dose-réponse

Mme Isabelle OSWALD - Directrice de l'UMR 1331 TOXALIM – INRAE – Compétences : Toxicologie et mycotoxines

Mme Anne PLATEL – Maître de conférences des universités – Institut Pasteur de Lille – Compétences : Toxicologie, toxicologie génétique et toxicologie réglementaire

M. Yann SIVRY – Maître de conférences des universités – Institut de Physique du Globe et Université Paris Diderot – Compétences : Chimie analytique

Mme Paule VASSEUR – Professeur émérite – Université de Lorraine, CNRS – Compétences : Toxicologie, écotoxicologie

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ « EAUX » (CES EAUX)

Président

M. Gilles BORNERT – Chef de service – Groupe vétérinaire des armées de Rennes – Compétences : Microbiologie, réglementation, situations dégradées, *water defense*

Vice-présidentes

Mme Catherine QUIBLIER – Professeur Université Paris Diderot, HDR – Museum National d'Histoire Naturelle – Compétences : Écologie et toxicité des cyanobactéries planctoniques et benthiques, surveillance

Mme Anne TOGOLA – Chef de projet de recherche – Bureau de recherche géologiques et minières (BRGM) – Compétences : Micropolluants organiques, chimie analytique, eaux souterraines

Membres

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

M. Nicolas CIMETIERE – Maître de conférences, HDR – École nationale supérieure de chimie de Rennes (ENSCR) – Compétences : Analyse et traitement des eaux (EDCH, micropolluants organiques)

M. Jean-François COMMAILLE – Retraité – Compétences : Traitement des eaux et des sous-produits

M. Christophe DAGOT – Professeur – Université de Limoges, UMR Inserm 1092, RESINFIT – Compétences : Antibiorésistance (intégrons, génie des procédés), qualité des effluents (antibiotiques et bactéries résistantes)

Mme Sabine DENOOZ – Expert process et qualité de l'eau – La société Wallonne des eaux (Belgique) – Compétences : Produits et procédés de traitement de l'eau (EDCH), plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE), expertise technique

M. Frédéric FEDER – Directeur de l'unité « Recyclage et risque » – Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) – Compétences : Géochimie, transfert des contaminants eau/sol/plante, évaluation des risques environnementaux, analyses des eaux, sols et végétaux, reuse, REUT

M. Matthieu FOURNIER – Maître de conférences, HDR en Géosciences – Université Rouen Normandie – Compétences : Hydrogéologie, hydrologie, EDCH, transfert et devenir des micro-organismes dans l'environnement, modélisation, risques sanitaires

M. Stéphane GARNAUD-CORBEL – Chargé de mission recherche « Eau, biodiversité et aménagement urbain » – Office français de la biodiversité (OFB) – Compétences : Assainissement, gestion intégrée des eaux pluviales, traitement des boues, utilisation d'eaux non conventionnelles

M. Johnny GASPERI – Directeur de recherche – Université Gustave Eiffel – Compétences : Micropolluants organiques, eaux urbaines, eaux de surface, traitements des eaux usées

M. Jean-Yves GAUBERT – Responsable R&D – Eau du bassin rennais et Rennes Métropole assainissement – Compétences : Constituants et contamination des eaux et des rejets, génie des procédés, produits et procédés de traitement, réactions secondaires et sous-produits de désinfection, réseau de distribution, exploitation de services d'eaux

M. Julio GONÇALVÈS – Professeur – Université Aix-Marseille, Centre européen de recherche et d'enseignement en géosciences de l'environnement (CEREGE) – Compétences : Hydrogéologie, ressources en eaux, transfert de contaminants dans les nappes, modélisation, recharge

M. Jean-Louis GONZALEZ – Chercheur, HDR – Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER) – Compétences : Milieu marin, contaminants chimiques, spéciation, modélisation, échantillonnages passifs

M. Jean-François HUMBERT – Directeur de recherche, HDR – UMR BIOENCO, Institut de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) – Compétences : Microbiologie de l'eau dont cyanobactéries, écologie microbienne

M. Frédéric JORAND – Professeur – Université de Lorraine-Faculté de pharmacie – Compétences : Eaux destinées à la consommation humaine, biofilm, biocorrosion, eau minérales naturelles, thermalisme

M. Jérôme LABANOWSKI – Chargé de recherche CNRS – Université de Poitiers, UMR CNRS 7285 IC2MP, École Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Poitiers – Compétences : Qualité des effluents, biofilm en rivière, sédiments, devenir des contaminants effluents-rivière

M. Jérôme LABILLE – Directeur de recherche au CNRS – Université Aix-Marseille – Compétences : Devenir des contaminants dans les cycles de l'eau, exposition environnementale, vectorisation colloïdale, continuum homme terre mer, transfert en milieu, REUT, traitement de l'eau

Mme Sophie LARDY-FONTAN – Directrice du laboratoire d'hydrologie de Nancy – Compétences : Métrologie, chimie analytique, micropolluants, ultratraces, assurance qualité/contrôle qualité (QA/QC)

M. Rodolphe LEMEE – Professeur à Sorbonne Université, HDR – Directeur du Laboratoire d'Océanographie de Villefranche, UMR 7093 CNRS-Sorbonne Université – Compétences : microalgues toxiques et nuisibles, *Ostreopsis*

Mme Françoise LUCAS – Enseignant-chercheur – Université Paris-Est Créteil, Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) – Compétences : Virologie, écologie microbienne, indicateurs de contamination fécale, bactériophages, mycobactéries, virus entériques, eaux usées et pluviales

Mme Julie MENDRET – Maître de conférences, HDR – Université de Montpellier, Institut Européen des Membranes – Compétences : Procédés membranaires, procédés d'oxydation avancée, couplage de procédés, élimination de micropolluants dans l'eau, réutilisation des eaux usées traitées

M. Laurent MOULIN – Responsable du département recherche et développement – Eau de Paris – Compétences : Microbiologie, virologie, traitements de désinfection, amibes

M. Damien MOULY – Épidémiologiste, responsable d'unité, en charge de surveillance des épidémies d'origine hydrique – Santé Publique France – Compétences : Risques infectieux, risques chimiques, PGSSE, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires, surveillance, alerte.

Mme Fabienne PETIT – Professeur émérite – Université de Rouen, UMR CNRS M2C – Compétences : Écologie microbienne

Mme Pauline ROUSSEAU-GUEUTIN – Enseignante chercheure en hydrogéologie – École des hautes études en santé publique (EHESP) – Compétences : Hydrogéologie, hydrologie, transferts des contaminants, périmètres de protection de captage, PGSSE

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT – Professeur – Université Clermont-Auvergne, Faculté de Pharmacie – Compétences : Santé publique et environnement, épidémiologie, évaluation de risques sanitaires

Mme Mylène TROTTIER – Médecin-conseil – Institut national de santé publique du Québec – Compétences : Prévention des risques professionnels liés aux nuisances en milieu de travail, épidémiologie, biostatistiques

M. Sébastien WURTZER – Responsable du service de biologie moléculaire et pathogènes émergents – Eau de Paris – Compétences : Virologie clinique et environnementale, biologie moléculaire, traitement de l'eau, évaluation du risque sanitaire, gestion du risque microbiologique

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ « ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS AUX MILIEUX AÉRIENS » (CES AIR)

Présidente

Mme Corinne MANDIN – Responsable du laboratoire d'épidémiologie (Autorité de Sûreté Nucléaire et de Radioprotection) – Compétences : expologie, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires

Vice-président

M. Fabrice LERAY – Ingénieur-conseil (Caisse d'assurance retraite et de la santé au travail Pays de la Loire) – Compétences : hygiène industrielle, expositions professionnelles, toxicologie et métrologie des polluants, amiante

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Pharmacie, Université Paris Cité) – Compétences : toxicologie, environnement, modèles expérimentaux *in vitro*

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche émérite (Université Gustave Eiffel) – Compétences : transports et impacts sur la pollution de l'air, émissions de polluants des véhicules et du trafic, métrologie et méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux

Mme Sylvie CASSADOU – Médecin épidémiologiste retraitée (Observatoire régional de santé Occitanie) – Compétences : épidémiologie, évaluation quantitative des impacts sur la santé

Mme Laureline COATES – Conseiller médical en santé au travail (Institut national de recherche et de sécurité) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle

M. Marc DURIF – Directeur exécutif (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) – Compétences : surveillance de la qualité de l'air, caractérisation des émissions atmosphériques, réglementations et plans d'actions

Mme Elodie GUIGON – Maître de conférences (école Pratique des Hautes études) – Compétences : contamination de l'environnement, transferts environnementaux, micropolluants organiques dans l'atmosphère

M. Sébastien HULO – Professeur des Universités - Praticien hospitalier (PU-PH, Centre hospitalier universitaire de Lille, Université de Lille) – Compétences : pathologies pulmonaires d'origine professionnelle, explorations fonctionnelles respiratoires

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Directrice de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail) – Compétences : épidémiologie, pollution atmosphérique

M. Hervé LABORDE-CASTEROT – Praticien hospitalier (Assistance publique-Hôpitaux de Paris Hôpital Fernand Widal, Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie

M. Claude LAMBRÉ – Retraité (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : immunologie, évaluation des risques sanitaires, toxicologie des produits chimiques

Mme Juliette LARBRE – Cheffe de service (Service des Laboratoires de Santé Environnementale, Mairie de Paris) – Compétences : prélèvements et analyses dans l'air, exposition

Mme Barbara LE BOT – Professeur des Universités (École des hautes études en santé publique, Université de Rennes, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, Unité mixte de recherche 1085) – Compétences : contamination de l'environnement intérieur, qualité de l'air et des poussières sédimentées, évaluation des expositions

M. Christophe LEROYER – Professeur des Universités et Praticien hospitalier (Centre hospitalier universitaire de Brest, Université de Bretagne Occidentale) – Compétences : asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive, environnement

Mme Rachel NADIF – Responsable d'équipe, chargée de Recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Centre de recherche en Épidémiologie et Santé des populations U1018) – Compétences : épidémiologie, santé respiratoire

Mme Anne OPPLIGER – Retraitée (Département Santé au Travail et Environnement, Unisanté, Lausanne) – Compétences : Santé au Travail, bioaérosols, risques biologiques, zoonoses, One Health

M. Jérémie POURCHEZ – Directeur de recherche (École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Département « Activité Biologique des Particules Inhalées », Inserm Sainbiose U1059) – Compétences : toxicologie, métrologie des aérosols, nanomatériaux

Mme Delphine PRAUD – Chercheuse en épidémiologie environnementale (Centre Léon Bérard à Lyon) – Compétences : épidémiologie, caractérisation des expositions, pollution atmosphérique, cancers

Mme Anastasia SAADE – Médecin chercheur (Centre hospitalier universitaire de Rennes, Université de Rennes, Institut de Recherche en Santé, Environnement et Travail) – Compétences : évaluation et prévention du risque infectieux, pathologies professionnelles infectieuses à transmission aérienne

Mme Audrey SMARGIASSI – Professeur titulaire et chercheuse (Université de Montréal et Institut National de Santé Publique du Québec) – Compétences : expologie, effets respiratoires des polluants atmosphériques, évaluation quantitative des risques sanitaires

COMITE D'EXPERTS SPÉCIALISE « ÉVALUATION DES RISQUES CHIMIQUES LIÉS AUX ARTICLES ET PRODUITS DE CONSOMMATION », (CES CONSO)

Président

M. Damien BOURGEOIS – Directeur de recherche CNRS à l'Institut de chimie séparative de Marcoule (ICSM) – Compétences : chimie moléculaire, chimie des métaux, chimie de synthèse, évaluation des risques sanitaires, évaluation des expositions

Vice-président

M. Christophe YRIEIX – Responsable technique qualité de l'air du Laboratoire de chimie-écotoxicologie de l'Institut technologique FCBA – Compétences : qualité de l'air, émission des matériaux, chimie analytique, normalisation

Membres

M. Sébastien ANTHÉRIEU – Maître de conférences en toxicologie à l'Université de Lille – Compétences : toxicologie générale et réglementaire, génotoxicité, évaluation des risques

M. Alain AYMARD – Ingénieur chimiste retraité de la DGCCRF – Compétences : chimie, réglementation, procédé de formulation

M. Luc BELZUNCES – Directeur de recherche et directeur du laboratoire de toxicologie environnementale à l'INRAE – Compétences : toxicologie générale, neurotoxicologie, écotoxicologie, chimie analytique, évaluation des risques

M. Nicolas BERTRAND – Responsable des projets pluridisciplinaires à l'AMETRA06 – Compétences : évaluation des risques sanitaires, statistiques, modélisation, santé au travail

Mme Valérie CAMEL – Professeur en chimie analytique et sécurité sanitaire à l'AgroParisTech – Compétences : méthodes analytiques, méthodologie d'ERS, évaluation des expositions

Mme Isabelle DEPORTES – Ingénieure impacts sanitaires et environnementaux de l'économie circulaire à l'ADEME – Compétences : traitement des déchets, recyclage, évaluation des risques, analyse du cycle de vie

Mme Patricia FAURE – Hygiéniste du travail et de l'environnement au service de prévention et de santé au travail Ardèche Drôme provençale – Compétences : chimie organique, hygiène et

toxicologie industrielle, santé et sécurité au travail, évaluation du risque chimique, procédés industriels, réglementation des substances et produits chimiques

Mme Martine GOLIRO – Ingénieur conseil chimiste à la Carsat Midi-Pyrénées – Compétences : Prévention des risques professionnels, réglementation des substances et produits chimiques, usage des produits chimiques, recyclage et élimination des déchets, chimie organique, matériaux, formulation, toxicologie industrielle, maladies professionnelles

M. Jérôme HUSSON – Enseignant-chercheur à l'Université de Franche-Comté – Compétences : chimie moléculaire, physico-chimie, films polymères, chimie des matériaux

M. Olivier JOUBERT – Professeur de toxicologie à l'Université de Lorraine – Compétences : Toxicologie générale, *in vitro*, toxicologie des particules et fibres, nanomatériaux

M. Guillaume KARR – Ingénieur expert en santé environnementale à l'INERIS – Compétences : risques sanitaires, expositions, santé environnementale

Mme Alexandra LEITERER – Pharmacienne ingénieure en prévention des risques professionnels au CEA – Compétences : prévention des risques professionnels

M. Jean-Pierre LEPOITTEVIN – Professeur honoraire de l'Université de Strasbourg – Compétences : chimie, chimie organique, dermato-allergologie

Mme Catherine PECQUET – Praticien hospitalier en allergologie et dermatologie à l'Hôpital Tenon (AP-HP) – Compétences : dermato-allergologie, allergies, dermatologie cutanée

M. Daniel PERDIZ – Enseignant-chercheur en santé publique et santé environnement à l'Université Paris Saclay – Compétences : évaluation des risques, toxicologie expérimentale, santé publique, santé environnement

M. Patrick ROUSSEAUX – Professeur à l'Université de Poitiers, à l'Institut des risques industriels assurantiels et financiers (IRIAF) et à l'Institut P' (CNRS) – Compétences : recyclage, évaluation environnementale des procédés

M. Jean-Marc SAPORI – Médecin toxicologue, urgentiste, gériatre, en cumul emploi-retraite d'un poste de Praticien hospitalier (Hospices civils de Lyon, Hôpital Nord-Ouest de Villefranche sur Saône) – Compétences : médecine, toxicologie clinique, gériatrie

PARTICIPATION ANSES

Coordination et contribution scientifique

Mme Nawel BEMRAH – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité Évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Contribution scientifique (par ordre alphabétique)

Mme Nathalie ARNICH – Adjointe à la cheffe de l'unité - Unité Évaluation des risques liés à l'eau - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Morgane BACHELOT – Cheffe de projets scientifiques - Unité Évaluation des risques liés à l'eau - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

M. Clément BLASSIAU – Chargé de projets scientifiques – Unité Méthodologie et études - Direction de l'Evaluation des Risques, Anses

Mme Géraldine CARNE – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Madeline CARSIQUE – Chargée de projets scientifiques– Unité Méthodologie et études - Direction de l'Evaluation des Risques, Anses

Mme Amélie CREPET - Cheffe de projets scientifiques - Unité Méthodologie et études - Direction de l'Evaluation des Risques, Anses

Mme Emmanuelle DURAND – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité Évaluation des risques liés à l'air - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Alix HIDALGO – Coordinatrice d'expertise scientifique - Unité Évaluation des risques liés à l'eau - Direction de l'Evaluation des Risques, Anses

M. Stéphane JOMINI - Chef de Projets scientifiques - Unité REACH, CLP, Perturbateurs endocriniens - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Marion KEIRSBULCK – Cheffe d'unité – Unité Évaluation des risques liés à l'air, Anses

Mme Isabelle MANIERE – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité Évaluation des valeurs de référence et des risques des substances chimiques - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Aurélie MATHIEU-HUART – Adjointe à la cheffe d'unité – Unité Évaluation des valeurs de référence et des risques des substances chimiques - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Éléonore NEY – Cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

M. Hugo NOURIGAT - Coordinateur d'expertise scientifique - Unité Évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Anne NOVELLI – Adjointe à la cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Elodie PASQUIER - Adjointe à la cheffe d'unité - Unité REACH, CLP, Perturbateurs endocriniens - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

M. Guillaume STUDER - Coordinateur d'études et d'appuis scientifiques - Unité Observatoire des aliments - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Karine TACK – Cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Mme Marie VALLEE - Coordinatrice d'expertise scientifique - Unité Évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

Secrétariat administratif
Mme Armelle VIGNERON, Direction de l'Évaluation des Risques, Anses

AUDITION DE PERSONNALITÉS EXTÉRIEURES

Fédération professionnelle des entreprises de l'eau (FP2E) :

Mme Claire BALDACCI - conseillère affaires publiques - FP2E

Mme Aurélie COLAS - déléguée générale - FP2E

Mme Anne DU CREST - présidente de la commission scientifique et technique - FP2E

M. Jean LAURENT - membre de la commission scientifique et technique - FP2E

M. Pierre PIERONNE - membre de la commission scientifique et technique - FP2E

Mme Isabelle RAGUENES - experte traitement de l'eau potable - Véolia - FP2E

Fédération nationale des collectivités concédantes et des régies (FNCCR) :

M. Franco NOVELLI - expert technique du cycle de l'eau et adjoint au chef du département du cycle de l'eau - FNCCR

Les experts du groupe de travail remercient l'ensemble des personnes auditionnées pour la qualité des échanges. Les informations transmises dans ce cadre ont été prises en compte lors de l'élaboration du rapport.

Avertissement : les personnes mentionnées n'endossent pas les conclusions du présent rapport.

SOMMAIRE

Table des abréviations 16
Table des tableaux 19
Table des figures 25
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise 28
1.1 Contexte 28
1.2 Objet de la saisine 28
1.3 Organisation de l'expertise 30
1.3.1 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation 30
1.3.2 Activités de recherche sur les PFAS menées à l'Anses 32
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts 35
2 Méthode d'expertise 36
3 Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) considérés dans le cadre de la saisine, définitions chimiques et définitions d'usage 37
4 Réglementations et dispositifs de surveillance des PFAS en France 40
4.1 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans les denrées alimentaires 40
4.1.1 Réglementation 40
4.1.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux 43
4.2 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans les milieux aquatiques 44
4.2.1 Réglementation 44
4.2.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux 45
4.3 Réglementation et dispositifs de surveillance applicables aux PFAS dans les eaux destinées à la consommation humaine 46
4.3.1 Réglementation 46
4.3.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux 46
4.4 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans les eaux industrielles et usées 47
4.4.1 Réglementation 47
4.4.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux 48
4.5 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans l'air extérieur, l'air intérieur, les poussières intérieures et les sols 49
4.6 Réglementation applicable aux PFAS dans les produits de consommation 49
4.7 Règlements européens relatifs aux substances chimiques 50
4.8 Règlement relatif aux emballages et aux déchets d'emballages 51
4.9 Règlement relatif aux matériaux au contact de l'eau (MCDE) 52
4.10 Plan d'actions interministériel sur les PFAS 52
4.11 Synthèse des principales réglementations relatives aux PFAS 53
5 Méthode de dosage des PFAS 55
5.1 Principes d'analyse des PFAS 55
5.2 Analyses quantitatives ciblées 55

5.3 Analyse non-ciblée par HPLC-HRMS 56
5.4 Méthodes d'analyses globales 56
5.4.1 Les approches indiciaires ciblées par dégradation des précurseurs 56
5.4.2 Les approches indiciaires non ciblées 56
5.5 Précautions à considérer lors de l'analyse des PFAS 57
6 Sources de données relatives aux PFAS utilisées dans le cadre de la saisine 58
6.1 Revue systématique de la littérature 58
6.1.1 Approche commune à tous les compartiments (hors biosurveillance) 59
6.1.2 Approches spécifiques à chaque compartiment 59
6.2 Bases de données relatives aux niveaux de concentration des PFAS dans les compartiments considérés 72
6.2.1 Alimentation 73
6.2.2 Air, poussières et sols 73
6.2.3 Produits de consommation 73
6.2.4 Biosurveillance 74
6.2.5 Milieux aquatiques et EDCH 74
7 Bilan des niveaux de concentration des PFAS dans les différents compartiments 77
7.1 Traitement et présentation des données 77
7.1.1 Données prises en compte 77
7.1.2 Identification des valeurs aberrantes 78
7.1.3 Traitement des données censurées 79
7.1.4 Présentation des données 82
7.2 Limites méthodologiques 85
7.2.1. Limites liées aux types de données 86
7.2.2. Limites liées aux données aberrantes 86
7.2.3. Limites dans le traitement des données 86
7.2.4. Limites analytiques 87
7.2.5. Limites liées à l'hétérogénéité des contextes d'acquisition des données 88
7.3 Présentation des résultats 88
7.3.1 Compartiment « Alimentation » 88
7.3.2 Air, poussières et sols 112
7.3.3 Produits de consommation 150
7.3.4 Bilan des données de biosurveillance 163
7.3.5 Compartiments milieux aquatiques 169
7.3.6 Eaux destinées à la consommation humaine 202
7.3.7 Synthèses des résultats relatifs aux milieux aquatiques et EDCH 218
7.4 Synthèse tous compartiments (hors biosurveillance) 225
8 Effet des traitements de potabilisation sur les concentrations en PFAS dans les eaux 228
8.1 Procédés d'élimination des PFAS réglementés ($PFAS_{20}$) 228

8.1.1 Performances des procédés observées sur des usines de production d'EDCH 228
8.1.2 Traitement des $PFAS_{20}$ par adsorption sur charbon actif 228
8.1.3 Traitement des $PFAS_{20}$ par filtration membranaire (nanofiltration et osmose inverse) 230
8.1.4 Traitement des $PFAS_{20}$ par échange d'ions 231
8.2 Procédés d'élimination des PFAS non réglementés 233
8.2.1 Elimination du TFA et des autres PFAS à chaîne ultracourte (PFAS-UC) 233
8.2.2 Autres PFAS non réglementés (précurseurs) 233
8.3 Conclusions 234
8.3.1 Procédés de traitement des $PFAS_{20}$ pour la production d'EDCH 234
8.3.2 Choix d'un procédé et validation des performances du traitement des PFAS 234
8.3.3 Gestion des déchets 235
8.3.4 Etudes complémentaires 235
9 Valeurs guides sanitaires dans les EDCH 236
9.1 Définition d'une VGS EDCH 236
9.2 Méthodologie d'élaboration d'une VGS EDCH à partir d'une VTR 236
9.3 Part de la VTR attribuée à l'exposition par l'EDCH (F_{eau}) 237
9.4 Elaboration de VGS EDCH 237
9.4.1 PFBA 237
9.4.2 6:2 FTSA 238
9.4.3 PFHxA 238
9.4.4 PFAS sans VTR proposées 239
9.5 Tableau récapitulatif des valeurs guides sanitaires dans les EDCH 239
10 Conclusions et Recommandations 241
10.1. Conclusions 241
10.2. Recommandations des expertsdu GT et des CES 242
10.2.1. Recommandations relatives au traitement de potabilisation de l'eau 242
10.2.2. Recommandations relatives à la désignation des PFAS ionisables 242
10.2.3. Recommandations relatives aux données 243
11 Bibliographie 246
11.1 Publications 246
11.2 Normes 259
11.3 Législation et réglementation 259
Annexe 1 : Lettre de saisine 263
Annexe 2 : Réponse de la saisine de Santé publique France pour la contribution au bilan des données de biosurveillance relatives aux composés per- et poly fluoro-alkylés (PFAS) par l'Anses 269
Annexe 3 : Liste des PFAS à usage phytosanitaire et pharmaceutique 295
Annexe 4 : Requêtes bibliographiques 300
Annexe 5 : Structure de la base de données pour l'extraction des données 305

Annexe 6 : Bilan des données transmises par les fédérations pour les produits de consommation [CONFIDENTIELLE] 306

Annexe 7 : Elimination des PFAS dans les usines de production d'eau potable : étude bibliographique 307

Annexe 8 : Extraction issue de la revue de la littérature relative à la biosurveillance 360

Annexe 9 : Bilan complet (tous scénarios) des niveaux de concentration des PFAS dans les différents compartiments (hors biosurveillance) 361

Annexe 10 : Liste des projets de PARC incluant des travaux sur les PFAS 362

Annexe 11 : Liste des organismes sollicités pour les compartiments Air/Sols/Poussières/Milieu professionnel 364

Annexe 12 : Synthèse des données issues des bases de données disponibles en France pour tous les PFAS et tous les compartiments (hors biosurveillance) 365

Annexe 13 : Suivi des actualisations du rapport 366

Table des abréviations

19F-RMN	Résonance magnétique du fluor
AASQA	Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air
AGEC	Anti-Gaspillage pour une Economie Circulaire
AOF	Adsorbable Organic Fluorine
ARS	Agence régionale de santé
AST	Appui scientifique et technique
CES	Comité d'experts spécialisé AIR : évaluation des risques liés aux milieux aériens CONSO : Evaluation des risques chimiques liés aux articles et produits de consommation ERCA : Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments EAUX
CLP	Classification, Labelling, Packaging
CMA	Concentration maximale admissible
CMR	Cancérogène, mutagène, reprotoxique
DCE	Directive cadre sur l'eau
DDPP	Directions départementales de la protection des populations
DEDuCT	Database of Endocrine Disrupting Chemicals and their Toxicity profiles
DGAL	Direction générale de l'alimentation
DGCCRF	Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes
DGPR	Direction générale de la prévention des risques
DGS	Direction générale de la santé
DGT	Direction générale du travail
DRAAF	Directions régionales de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt
DREAL	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
EAT	Etude de l'alimentation totale
EATi	Etude de l'alimentation totale infantile
ECHA	Agence européenne des produits chimiques
ECMS	Enquête canadienne sur les mesures de la santé
ED	Endocrine disruptor
EDCH	Eaux destinées à la consommation humaine
EMNAT	Campagne Emergents Nationaux
EMN	Eau minérale naturelle
EPOC	Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux
ERPT	Eau rendue potable par traitement
ESI	Ionisation négative par electrospray
ESO	Eaux souterraines
ESU	Eaux de surface
FNCCR	Fédération nationale des collectivités concédantes et des régies
FP2E	Fédération professionnelle des entreprises de l'eau
FLEHS IV	The Flemish Environment and Health Study
GerES	The German Environmental Survey
GIDAF	Gestion Informatisée des Données d'Autosurveillance Fréquente
HPLC/MS	Chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectométrie de masse
HRMS	Spectrométrie de masse à haute résolution
IC	Chromatographie ionique

HSA	Sérum albumine humaine
ICPE	Installations classées pour la protection de l'environnement
ICP/MS	Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif
IGEDD	Inspection générale de l'environnement et du développement durable
Inrae	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
LHN	Laboratoire d'hydrologie de Nancy
LOD	Limite de détection
LOQ	Limite de quantification
MA	Moyenne annuelle
MCDA	Matériaux au contact des denrées alimentaires
MCDE	Matériaux au contact de l'eau
MRM	Multiple Reaction Monitoring
NHANES	National Health and Nutrition Examination Survey
NQE	Norme de qualité environnementale
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OFB	Office national de la biodiversité
OMC	Organisation mondiale du commerce
ONG	Organisations non gouvernementales
PARC	Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals
PBT	Persistante, bioaccumulable et toxique
PCC	Contexte de « pression/contamination caractérisée »
PCNC	Contexte de « pression/contamination non caractérisée »
PE	Perturbateur endocrinien
PECOTS	Population, exposure, comparison, outcome, timing, settings
PFAS	Composés alkyles per et polyfluorés
PFCA	Acide perfluorocarboxylique
PFSA	Acide perfluoroalkylsulfonique
PFHxS	Acide perfluorohexane sulfonique
PFOA	Acide perfluorooctanoïque
PFOS	Acide perfluorooctane sulfonique
PIGE	Technique d'émission de rayons gamma induite par particules
POP	Polluants organiques persistants
PPAR	Récepteur activé par les proliférateurs de peroxysomes
PSPC	Plan de surveillance et de contrôle
QSAR	Relation quantitative structure-activité
qTOF-MS	Spectrométrie de masse quadripolaire à temps de vol
RCS	Réseau contrôle surveillance
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
ROCCH	Réseau d'Observatoire de la Contamination CHimique du littoral
RSDE	Recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans les eaux
RT	Récepteurs thyroïdiens
SAR	Relations structure-activité
SCL	Service Commun des Laboratoires
SIE	Système d'Information sur l'Eau
SPAS	Substances pertinentes à surveiller
SpF	Santé publique France
SVHC	Substances of very high concern

T4	Thyroxine
TBG	Thyroxine-binding globulin
TEF	Facteurs d'équivalence toxique
TM	Teneur maximale
TTR	Transthyrétine
UOA	Unité observatoire des aliments
US EPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis
VGS	Valeur guide sanitaire
VLEP	Valeur limite d'exposition professionnelle
vPvB	Very persistent and very bioaccumulative
VR	Valeur de référence
VSR	Valeur sanitaire de référence
VTR	Valeur toxicologique de référence

Table des tableaux

Tableau 1. Définitions existantes des PFAS 37

Tableau 2. Teneurs maximales réglementaires pour le PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS et leur somme dans les denrées alimentaires fixées dans le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 40

Tableau 3. Limites de quantification des méthodes d'analyses préconisées par la Comission européenne par catégorie alimentaire et par PFAS ($\mu g.kg^{-1}$) 43

Tableau 4. Valeurs indicatives à ne pas dépasser par catégorie alimentaire et par PFAS ($\mu g.kg^{-1}$) 43

Tableau 5. Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour le compartiment « Alimentation » 60

Tableau 6. Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour les compartiments « air », « poussières » et « sols » 61

Tableau 7 : Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour les produits de consommation 66

Tableau 8. Critères PECOTS définis pour le compartiment « biosurveillance » 69

Tableau 9. Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour le compartiment « Milieux aquatiques et EDCH » 70

Tableau 10. Modalités d'imputation des données censurées, selon les trois types d'affichage des résultats 80

Tableau 11 : Exemples illustrant les valeurs de N dans le cas du PFOA pour lequel on dispose de données composites, agrégées et individuelles pour le calcul de la distribution des concentrations (Nq=0 ou 1 selon que la mesure est < ou > à la LOQ) 83

Tableau 12. Critères de prise en compte des statistiques descriptives 85

Tableau 13. Exemple d'évolution des LOQ (en $\mu g.L^{-1}$) rapportées par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, pour la mesure de PFAS dans les eaux (NA : non analysé) 87

Tableau 14. Bilan des concentrations en PFAS en $\mu g.kg^{-1}$ issues de la littérature, triées par groupe d'aliments et par concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 90

Tableau 15. Bilan des concentrations en PFAS (en $\mu g.kg^{-1}$ de poids frais) issues des données publiques d'autoproduction relatives à un contexte de pression/contamination non caractérisée (PCNC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 93

Tableau 16. Bilan des concentrations en PFAS (en $\mu g.kg^{-1}$ de poids frais) issues des données publiques d'autoproduction relatives à un contexte de pression/contamination caractérisée (PCC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 94

Tableau 17. Bilan des concentrations en PFAS (en $\mu g.kg^{-1}$ de poids frais) issues des données privées d'autocontrôles relatives à un contexte de pression/contamination non caractérisée (PCNC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 98

Tableau 18. Bilan des concentrations en PFAS (en $\mu g.kg^{-1}$ de poids frais) issues des données de surveillance publique relatives à un contexte de pression/contamination non caractérisée (PCNC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq >5, données quantifiées) 100

Tableau 19. Bilan des concentrations en PFAS (en $\mu g.kg^{-1}$ de poids frais) issues des données de surveillance publique relatives à un contexte de pression/contamination caractérisée (PCC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 101

Tableau 20. Pourcentage d'échantillons qui dépassent les teneurs maximales des quatre PFAS réglementés et de leur somme calculée pour les matrices réglementées et uniquement sur les résultats quantifiés pour Nq > 5 110

Tableau 21 : Bilan des concentrations en PFAS en $ng.g^{-1}$ dans la couche superficielle des sols en France issues de la littérature, triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées) 115

Tableau 22 : Bilan des concentrations en $ng.g^{-1}$ des PFAS dans les poussières intérieures en France issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 117

Tableau 23 : Bilan des concentrations en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans la phase gazeuse de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 124

Tableau 24 : Bilan des concentrations en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans la phase gazeuse de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées) 126

Tableau 25 : Bilan des concentrations en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans la phase particulaire de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 127

Tableau 26 : Bilan des concentrations en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans la phase particulaire de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées) 128

Tableau 27 : Bilan des concentrations en en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans la phase totale de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 129

Tableau 28 : Bilan des concentrations en $ng.g^{-1}$ des PFAS dans les sols en Europe issus de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 132

Tableau 29 : Bilan des concentrations en $ng.g^{-1}$ des PFAS dans les sols en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées) 133

Tableau 30 : Bilan des concentrations en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans la phase gazeuse de l'air intérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 138

Tableau 31 : Bilan des concentrations en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans la phase totale de l'air intérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 139

Tableau 32 : Bilan des concentrations en $pg.m^{-3}$ des PFAS dans l'air intérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées) 140

Tableau 33 : Bilan des concentrations en $ng.g^{-1}$ dans les poussières intérieures en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 142

Tableau 34 : Bilan des concentrations en $ng.g^{-1}$ dans les sols transmises par l'ARS Aura triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées) 146

Tableau 35 : Bilan des concentrations en $ng.g^{-1}$ dans les sols transmis par l'ARS Aura triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées) 146

Tableau 36 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans l'air extérieur en Europe (Nq > 5) 147

Tableau 37 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans l'air intérieur en Europe (Nq > 5) 148

Tableau 38 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans les poussières intérieures en France et en Europe (Nq > 5) 148

Tableau 39 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans les sols en France et en Europe (Nq > 5) 149

Tableau 40 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les textiles triés par type d'unités (Nq et Nd > 5, données quantifiées) 152

Tableau 41 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les cosmétiques (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées) 156

Tableau 42 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les produits d'entretien et de bricolage (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées) 159

Tableau 43 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les produits d'hygiène (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées) 161

Tableau 44 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les farts de ski (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées) 161

Tableau 45 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les produits en papier (papiers à lettres, papiers d'impression, papiers brillants, nappes en papier, journaux, papiers de feux d'artifice, papiers recyclés (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées) 162

Tableau 46. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylcarboxyliques (PFCA) dans la population adulte (en $ng.mL^{-1}$; 2019 à septembre 2024) 164

Tableau 47. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylsulfoniques (PFSA) et autres PFAS dans la population adulte (en $ng.mL^{-1}$; 2019 à septembre 2024) 164

Tableau 48. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylcarboxyliques (PFCA) dans la population des enfants (en $ng.mL^{-1}$; 2019 à septembre 2024). 166

Tableau 49. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylsulfoniques (PFSA) et autres PFAS dans la population des enfants (en $ng.mL^{-1}$; 2019 à septembre 2024) 166

Tableau 50. Distribution sérique de PFAS chez les travailleurs ($ng.mL^{-1}$) 168

Tableau 51. Distribution sérique des PFAS chez les travailleurs ($ng.mL^{-1}$) 168

Tableau 52. Distribution sérique des PFAS chez les travailleurs ($ng.mL^{-1}$) 168

Tableau 53. Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « eau » des eaux de surface continentales 170

Tableau 54. Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les $PFAS_{20}$ dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées). 171

Tableau 55 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les autres PFAS dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 171

Tableau 56 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les PFAS dans le sous-compartiment eau des ESU en PCC, issues des données d'articles scientifiques triées par concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 172

Tableau 57 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les $PFAS_{20}$ dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 173

Tableau 58 : Bilan des concentrations quantifiées en $ng.L^{-1}$ pour le 6:2 FTSA dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « privées » (Nq > 5, données quantifiées) .. 173

Tableau 59. Bilan de concentrations en ng.L^{-1} des PFAS mesurés dans les jeux de données de Gidaf et Générations Futures dans le sous-compartiment eau des ESU (Nq >5) 174

Tableau 60 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « sédiments » des ESU 175

Tableau 61 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les $PFAS_{20}$ dans le sous-compartiment sédiment des ESU issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 176

Tableau 62 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les autres PFAS dans le sous-compartiment sédiments des ESU issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 177

Tableau 63 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS dans le sous-compartiment sédiments des ESU en PCNC issues des articles scientifiques (Nq>5, données quantifiées) 177

Tableau 64 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS dans le sous-compartiment sédiments des ESU en PCC issues des articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 178

Tableau 65 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « biote » des eaux de surface continentales 179

Tableau 66: Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les $PFAS_{20}$ dans les crustacés des ESU issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées) 180

Tableau 67 : Bilan des niveaux de teneurs en ng.g^{-1} pour le PFOS dans les poissons des ESU issues des données « publiques » (Nq>5, données quantifiées) 180

Tableau 68 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS dans les poissons des ESU issues d'articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 181

Tableau 69 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour le PFOS dans des organismes aquatiques autres que poissons et crustacés dans les ESU, issus de données « publiques » (données quantifiées) 182

Tableau 70 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans les eaux souterraines. 183

Tableau 71 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les $PFAS_{20}$ dans les eaux souterraines issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 184

Tableau 72 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les autres PFAS dans les ESO et issus des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 186

Tableau 73 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS dans les ESO en PCC et issues d'articles scientifiques, triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 187

Tableau 74 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les $PFAS_{20}$ dans les eaux souterraines et issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 188

Tableau 75 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les autres PFAS dans les eaux souterraines et issus des données « privées » triés par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 189

Tableau 76. Bilan des concentrations en ng.L^{-1} des PFAS des données Gidaf dans les eaux souterraines 189

Tableau 77 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « sédiments » des eaux marines. 190

Tableau 78. Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour les $PFAS_{20}$ dans le sous-compartiment sédiments des eaux marines issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 191

Tableau 79 : Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour le PFTeDA dans le sous-compartiment sédiments des eaux marines issues des données « publiques » (Nq>5, données quantifiées) 192

Tableau 80 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « biote » des eaux marines. 192

Tableau 81 : Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour les PFAS quantifiés dans les crustacés des eaux marines en PCNC et issues d'articles scientifiques, triées par teneur décroissante (Nq>5, données quantifiées) 193

Tableau 82 : Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour les PFAS quantifiés dans les mollusques des eaux marines et issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 195

Tableau 83 : Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour les PFAS quantifiés dans les mollusques des eaux marines en PCNC et issues d'articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 197

Tableau 84 : Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour les PFAS quantifiés dans les poissons des eaux marines et issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées). 199

Tableau 85 : Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour les PFAS quantifiés dans les poissons des eaux marines en PCNC et issues d'articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 201

Tableau 86 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données de concentration en PFAS dans les eaux de toutes origines utilisées pour la production d'eau distribuée. 202

Tableau 87 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les $PFAS_{20}$ dans les ressources utilisées pour la production d'EDCH, issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 204

Tableau 88 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les $PFAS_{20}$ dans les ressources utilisées pour la production d'EDCH, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 206

Tableau 89 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les autres PFAS dans les ressources utilisées pour la production d'EDCH, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées) 207

Tableau 90. Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ des PFAS mesurés dans deux jeux de données dans les ressources en eaux (EDCH) (Nq>5). En l'absence de LOQ fournie, les données non quantifiées ont été exclues (la fréquence de quantification est donnée à titre indicatif) 207

Tableau 91 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données de concentration en PFAS dans l'eau distribuée de toutes origines..... 209

Tableau 92 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les $PFAS_{20}$ dans les eaux distribuées, issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 211

Tableau 93 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les $PFAS_{20}$ dans les eaux distribuées, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 213

Tableau 94 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les autres PFAS dans les eaux distribuées, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 214

Tableau 95 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS dans les eaux distribuées, issues des articles scientifiques, triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)..... 215

Tableau 96. Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS mesurées dans les jeux de données traités séparément dans les eaux distribuées (Nq>5)..... 215

Tableau 97 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données de concentration en PFAS dans les eaux conditionnées. 216

Tableau 98. Elimination des $PFAS_{20}$ par filtration sur charbon actif en grain (CAG). 229

Tableau 99. Elimination des $PFAS_{20}$ par osmose inverse basse pression (OIBP). 231

Tableau 100. Elimination des $PFAS_{20}$ par échange d'ions (résines anioniques fortes sélectives). 232

Tableau 101. Liste des VTR et des VGS EDCH pour 21 PFAS (septembre 2025). 239

Table des figures

Figure 1. Schéma présentant le découpage des questions, les collectifs d'experts mobilisés et les livrables associés 31

Figure 2. Vue d'ensemble des « WorkPackages » de PARC 33

Figure 3. Classification des PFAS (Source OCDE, 2018) 38

Figure 4. Principales dates relatives à la réglementation des PFAS et l'évaluation des risques sanitaires (Source : Busca) 54

Figure 5. Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par les PFAS dans les denrées alimentaires 61

Figure 6 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en France par les PFAS dans les compartiments « air extérieur», « air intérieur » et « poussières intérieures » 63

Figure 7 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en Europe par les PFAS dans les compartiments « air extérieur», « air intérieur » et « poussières intérieures » 64

Figure 8 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en France par les PFAS dans le compartiment « sol » 65

Figure 9 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en Europe par les PFAS dans le compartiment « sol » 66

Figure 10 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par des PFAS dans les produits de consommation 68

Figure 11. Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par les PFAS dans les sous-compartiments « eaux et sédiments » des milieux aquatiques et EDCH 71

Figure 12. Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par les PFAS dans le sous-compartiment « biote » des milieux aquatiques et EDCH 72

Figure 13. Découpage pour le traitement des bases de données relatives au compartiment « Alimentation » - BDD : base de données, PCC : pression/contamination caractérisée, PCNC : pression/contamination non caractérisée 91

Figure 14. Pourcentages de quantification et nombre de données (Nd) par PFAS et par groupe d'aliments en PCNC (Nq > 5, données quantifiées), toutes bases de données confondues ... 105

Figure 15. Concentrations moyennes et nombre d'échantillons (Ne) par PFAS et par groupe d'aliments en PCNC (Nq > 5 données quantifiées), toutes bases de données confondues 106

Figure 16. Pourcentages de quantification et nombre d'échantillons analysés (Nd) par PFAS et par groupe d'aliments en PCC (Nq > 5, données quantifiées), toutes bases de données confondues 107

Figure 17. Concentrations moyennes et nombre d'échantillons (Ne) par PFAS et par groupe d'aliments en PCC (Nq>5, données quantifiées), toutes bases de données confondues 108

Figure 18 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur en France 112

Figure 19 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans les poussières extérieures en France 113

Figure 20 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans les sols en France 114

Figure 21 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans les poussières intérieures en France 116

Figure 22 : Nombre de mesures réalisées par PFAS en phase gazeuse, particulaire et totale dans l'air extérieur en Europe 118

Figure 23 : Pourcentage des mesures réalisées par PFAS dans la phase gazeuse de l'air extérieur en contexte PCNC et PCC..... 119

Figure 24 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase gazeuse) en Europe (PCNC)..... 119

Figure 25 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase gazeuse) en Europe (PCC) 120

Figure 26 : Pourcentage des mesures réalisées par PFAS dans la phase particulaire de l'air extérieur en contexte PCNC et PCC..... 121

Figure 27 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase particulaire) en Europe (PCNC)..... 121

Figure 28 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase particulaire) en Europe (PCC) 122

Figure 29 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase totale) en Europe (PCNC) 122

Figure 30 : Pourcentage des mesures réalisées en contexte PCNC et PCC par PFAS dans les sols en Europe 130

Figure 31 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans le sol en Europe (PCNC)..... 131

Figure 32 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans le sol en Europe (PCC) 131

Figure 33 : Nombre de mesures par PFAS en phase gazeuse, particulaire et totale de l'air intérieur en Europe..... 134

Figure 34 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et d'articles pour les PFAS mesurés dans l'air intérieur (phase gazeuse) en Europe (PCNC) 135

Figure 35 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air intérieur (phase particulaire) en Europe (PCNC)..... 136

Figure 36 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air intérieur (phase totale) en Europe (PCNC) 136

Figure 37 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans les poussières intérieures en Europe (PCNC) 142

Figure 38 : Nombre de mesures réalisées par PFAS dans le sol, issues de la BDD de l'ARS Aura en PCC et en PCNC..... 144

Figure 39 : Nombres de mesures et de quantifications par PFAS dans le sol, issues de la BDD de l'ARS ARA en PCNC 145

Figure 40 : Nombres de mesures réalisées et de quantifications par PFAS dans le sol, issues de la BDD de l'ARS ARA en PPC..... 145

Figure 41. Nombre de données par sous-compartiment pour les $PFAS_{20}$ classés par sous-groupes : (PFCA (PFBA à PFTrDA) et PFSA (PFBS à PFTrDS), ordonnés par longueur de chaîne croissante au sein de chaque sous-groupe. 218

Figure 42. Pourcentage de quantification des $PFAS_{20}$ par sous-compartiment, données quantifiées, Nq>5, (PFCA puis PFSA, ordonnés par longueur de chaine croissante). 219

Figure 43. Concentrations moyennes des $PFAS_{20}$ par sous-compartiments, données quantifiées, Nq >5, (PFCA puis PFSA, ordonnés par longueur de chaîne croissante), toutes bases de données confondues, exprimées en $ng.L^{-1}$ pour l'eau, en $ng.g^{-1}$ de matière sèche pour le sédiment et en $ng.g^{-1}$ de poids frais pour biote 220

Figure 44 : Nombre de données des autres PFAS par sous-compartiment (1/2) 221

Figure 45 : Nombre de données des autres PFAS par sous-compartiment (2/2) 221

Figure 46 : Pourcentage de quantification des autres PFAS par sous-compartiment, données quantifiées, Nq >5 , toutes bases de données confondues. La valeur indiquée sous les disques correspond au nombre d'analyses (Na). 222

Figure 47: Concentrations moyennes des autres PFAS par sous-compartiment, données quantifiées, Nq>5. La valeur indiquée sous les disques correspond au nombre d'analyses (Na). 222

Figure 48. Synthèse des données issues des bases de données disponibles en France pour chacun des $PFAS_{20}$ et par compartiment (hors biosurveillance) 227

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

1.1 Contexte

Les composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) constituent une large famille de substances chimiques (plus de 4000 composés[2]) fabriquées depuis les années 50 et utilisées dans de nombreuses applications industrielles et produits de consommation courante. L'origine des PFAS dans l'environnement est donc exclusivement anthropique. Cette famille de composés chimiques présente un caractère très persistant dans l'environnement, avec une contamination de tous les compartiments : eaux, air, sols, sédiments et biotes. Ils se retrouvent ainsi dans la chaîne alimentaire. Certains PFAS s'accumulent dans les organismes vivants, notamment chez l'Homme et entraînent des effets sur la santé.

La réglementation de la majorité des PFAS est encore limitée en Europe, certains PFAS sont déjà interdits (PFOA et PFOS) et une restriction globale qui propose d'encadrer en Europe la fabrication et la mise sur le marché de substances, mélanges et articles contenant des PFAS est en cours d'examen par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA). En France, par anticipation des dispositions européennes, depuis le 27 février 2025[3], une loi interdit la fabrication, l'importation, l'exportation et la mise sur le marché des cosmétiques, produits de fart (pour les skis) et vêtements, chaussures et leurs imperméabilisants contenant des PFAS, à l'exception des vêtements de protection pour les professionnels, à compter du 1er janvier 2026. D'autre part un plan interministériel sur les PFAS a été lancé le 4 avril 2024[4] pour structurer les actions en réponse aux préoccupations grandissantes en prenant en compte les enjeux sanitaires et environnementaux.

Plusieurs directives européennes, notamment la Directive n°2000/60/CE, dite Directive cadre sur l'eau (DCE), et la Directive n° 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) ont pris en considération certains PFAS. Cette dernière a été transposée en droit français en janvier 2023 pour une application au plus tard au 1er janvier 2026 des dispositions sur ces substances. En anticipation de cette mise en application, une instruction n° DGS/EA4/2025/22 du 19/02/25 relative à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés perfluorés (PFAS) dans les eaux destinées à la consommation humaine a précisé les modalités de suivi de la qualité de l'eau des PFAS sur l'ensemble du territoire par les Agences régionales de santé (ARS).

1.2 Objet de la saisine

L'Anses a été saisie sur un périmètre particulièrement large, à la fois en nombre de substances de la famille des PFAS et d'étendue du champ des travaux, nécessitant un examen préalable approfondi pour définir le cadrage de la saisine.

Les questions qui figurent dans le courrier de saisine (Annexe 1) sont les suivantes :

[2] Selon de récents travaux, la famille des PFAS pourrait comprendre près de 15 000 substances (14735 selon la base de données de la CompTox (Août 2022) :https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASSTRUCT)

[3] LOI n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000051260902, consulté le 6/03/2025) – tous les autres textes règlementaires se trouvent dans la partie bibliographie.

[4] Plan interministériel sur les PFAS : le gouvernement se mobilise pour répondre aux enjeux sanitaires et environnementaux | Ministères Aménagement du territoire Transition écologique, consulté le 25/04/2025

- *réaliser une mise à jour de l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de PFAS dans les EDCH (intégrant la détermination d'une ou plusieurs valeurs guides) en tenant compte des 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184 ;*
- *établir un état des lieux des données sur les expositions actuelles aux PFAS en identifiant les principales sources d'exposition de la population française à ces substances. Vous pourrez notamment vous appuyer sur les résultats de l'enquête Esteban et ceux issus du programme HBM4EU ;*
- *analyser les données relatives aux contaminations environnementales ainsi que les données de production, d'importation et d'utilisation de ces substances chimiques afin d'estimer les PFAS pour lesquels les expositions seraient les plus importantes dans la population. Les domaines concernés sont l'alimentation, l'eau potable, les MCDA, les produits cosmétiques, les produits phytopharmaceutiques, les autres usages (industriels, mousse anti-incendie).*

La saisine transmise s'inscrit dans un contexte marqué par le dépôt début 2023 d'une restriction, au titre du règlement n°1907/2006 dit REACH, visant la famille des PFAS dans son ensemble. Le soutien de la France à cette restriction, portée par cinq pays européens, fait partie de l'axe 2 du plan gouvernemental sur les PFAS publié début 2023[5] et de l'action 10 du plan d'action interministériel sur les PFAS publié en avril 2024[6] qui intègre et remplace le plan précédent.

À l'issue du processus réglementaire de cette restriction, les mesures de gestion qui auront été définies au niveau européen s'imposeront *de facto* au niveau français.

Dans ce cadre, il n'apparaît pas pertinent de mobiliser une expertise collective de l'Anses sur l'ensemble des sujets proposés dans la saisine, dans des délais similaires à ceux prévus pour l'examen de cette restriction. Dans la mesure où, même en cas d'interdiction à terme des usages pour les PFAS, leur persistance dans l'environnement nécessitera d'en poursuivre la surveillance dans les milieux, il a été proposé de concentrer les travaux d'expertise sur ce sujet.

Les questions de la saisine ont donc été reformulées par l'Anses selon plusieurs axes :

a. pour les 20 PFAS listés dans la directive n°2020/2184 : recensement des valeurs de référence (VR) existantes pour l'eau de boisson. Pour cela, les VR pour l'eau de boisson publiées par des agences sanitaires seront recherchées et décrites. En complément, les valeurs toxicologiques de référence (VTR) long terme par voie orale publiées par d'autres institutions ne s'étant pas positionnées sur les eaux de boisson seront compilées et les VR pour l'eau de boisson correspondante seront estimées ;
b. état des lieux des dispositifs de surveillance existant en France (plan de surveillance / plan de contrôle, filières concernées, valeurs réglementaires, performances analytiques) ;
c. bilan de la contamination des différents milieux (eaux, aliments, air/poussières intérieures (incluant la population professionnelle), sols, produits de consommation) et des données de biosurveillance ;
d. définition d'une méthodologie de priorisation des PFAS pour les milieux considérés ;
e. hiérarchisation des PFAS à considérer pour la surveillance dans les différents milieux et pour la biosurveillance sur la base de la méthodologie précédemment définie ;
f. recommandations d'évolutions à apporter aux dispositifs de surveillance (population générale et professionnelle), dont des propositions de valeurs guides sanitaires (VGS) pour les EDCH pour certains PFAS ;
g. élaboration de VTR long terme par voie orale pour certains PFAS, seuls et/ou en mélange. À noter que ces travaux en matière de VTR pour la famille des PFAS sont à considérer dans le cadre du protocole d'accord établissant le programme de travail VTR ;
h. travail d'élaboration de commentaires de l'Anses dans le cadre du processus européen de consultation publique de la restriction.

[5] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/22261_Plan-PFAS.pdf
[6] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/2024.04.05_Plan_PFAS.pdf

L'Anses a préalablement indiqué que les questions relatives aux sujets suivants ne seront pas traitées dans le cadre de cette saisine :

- la présence des PFAS dans l'alimentation animale[7] ;
- l'écotoxicité des PFAS.

La première action de l'Anses, qui constitue la première partie de la réponse à la question « h », de renforcer la prévention à la source par son soutien au projet de restriction déposé auprès de l'ECHA a d'ores et déjà été menée, l'Anses ayant transmis des commentaires dans le cadre de la consultation publique[8]. L'Anses continuera à suivre cette restriction tout au long de son processus, *via* le site internet de l'ECHA, ainsi que les autres travaux de l'agence européenne concernant plus spécifiquement des groupes ou certaines de ces substances.

La réponse à la question « a » a également été apportée. Elle correspond à la réalisation de l'appui scientifique et technique suivant : recensement de valeurs de référence (VR) existantes pour les 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184[9] sur l'eau de boisson.

1.3 Organisation de l'expertise

1.3.1 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Janvier 2024) ».

Les travaux sur les PFAS ont mobilisé différents collectifs d'experts en fonction des questions à instruire et des domaines de compétences (Figure 1).

[7] Les travaux se focalisent sur la santé humaine dans une approche globale de l'alimentation. Si au cours des travaux d'expertise, une problématique liée à l'alimentation animale comme source de contamination des denrées d'origine animale est identifiée, cela pourra être traité le cas échéant dans le cadre d'une nouvelle saisine.

[8] Commentaires transmis le 21 août 2023 à la Direction générale de la prévention des risques

[9] https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2022SA0198.pdf

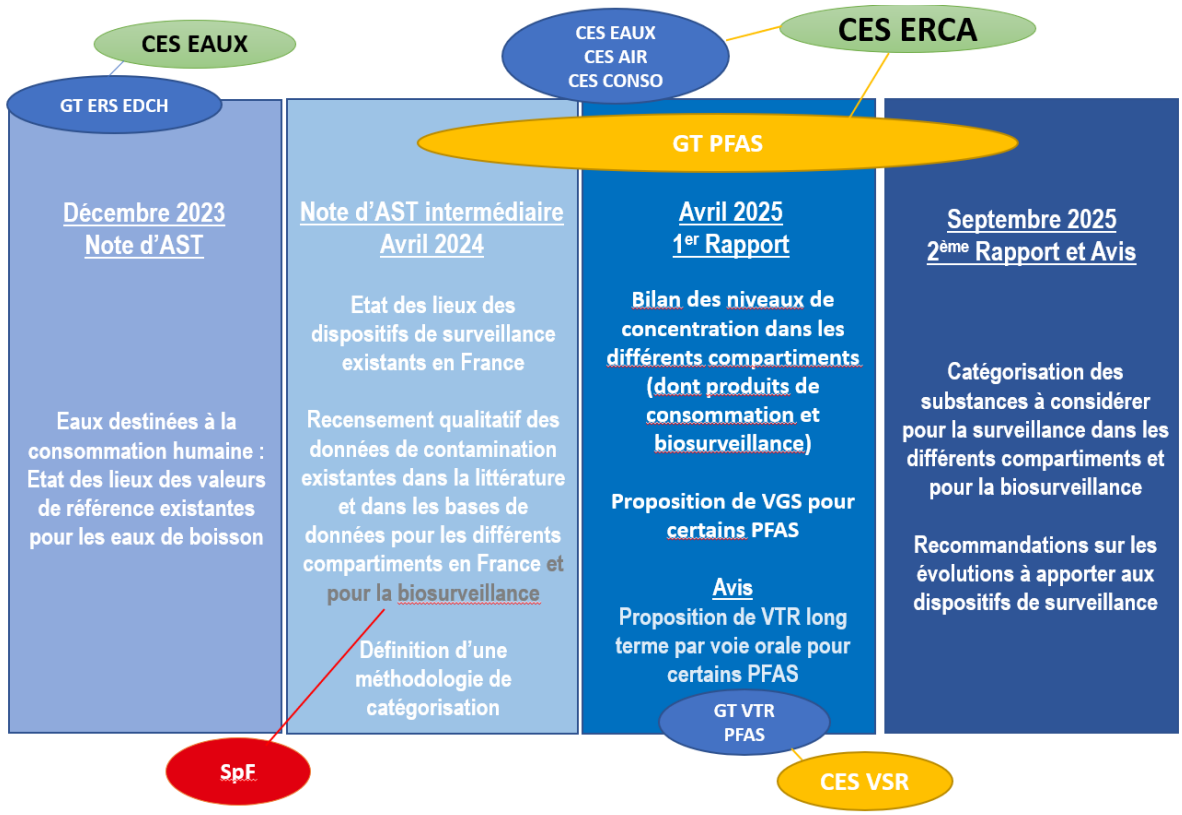


Figure 1. Schéma présentant le découpage des questions, les collectifs d'experts mobilisés et les livrables associés

La question « a » de la saisine a fait l'objet d'une expertise par le groupe de travail (GT) « Évaluation des risques sanitaires associés aux paramètres chimiques des eaux destinées à la consommation humaine » et validée par le CES « Eaux ». La note d'appui scientifique et technique (AST) a été transmise le 28 décembre 2023 aux ministères commanditaires de la saisine.

La question « g » fait l'objet de l'expertise du GT VTR PFAS, rattaché au CES « Valeurs sanitaires de référence » (VSR), constitué pour répondre spécifiquement à cette question. Elle est donc hors du champ de ce rapport. Il est attendu du GT VTR PFAS la proposition de VTR pour certains PFAS parmi les 20 PFAS réglementés dans les EDCH et le fluorotélomère 6:2 FTSA; ceci fait l'objet d'un autre livrable (Anses 2025b).

Les commentaires de l'Anses dans le cadre du processus européen de consultation publique de la restriction, faisant l'objet de la question h, ont été adressés à l'ECHA en août 2023.

L'expertise réalisée en réponse aux questions b à f relève du domaine de compétences du CES « Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments » (ERCA) en tant que CES pilote.

L'Anses a confié l'instruction de cette saisine au groupe de travail « PFAS : contaminations, surveillance et hiérarchisation » (PFAS), rattaché au CES ERCA.

Les collectifs suivants ont également été mobilisés dans leur domaine de compétences :

- CES « Eaux » ;
- CES « Évaluation des risques chimiques liés aux articles et produits de consommation » (CES CONSO) ;
- CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES Air).

Les réponses aux questions « b », « c » et « d » ont fait l'objet d'une note intermédiaire d'AST en avril 2024. En raison de la modification du degré de priorité des travaux du GT réorientés sur la proposition d'une méthode de hiérarchisation, et des délais contraints, le périmètre de l'étude de la question « c » s'était limité au recensement qualitatif des

données de contamination existantes dans la littérature et dans les bases de données pour les différents compartiments en France ; le bilan quantitatif était indiqué comme faisant l'objet d'un second livrable (le présent rapport). La réalisation du bilan des données de biosurveillance a été confiée à Santé publique France (SpF), saisie par l'Anses dans le cadre de cette expertise. Ce bilan a ensuite été complété par des travaux menés par le GT PFAS.

Dans le cadre du présent rapport, il est réalisé une restitution détaillée de ces données quantitatives ainsi que des données de biosurveillance.

Pour répondre à la question « d », au regard des délais impartis, une première version de la méthode de priorisation a été proposée dans la note d'AST intermédiaire en avril 2024. Celle-ci a été testée, précisée et modifiée et fera l'objet d'un autre rapport d'expertise dédié étant traité comme une seconde partie de la saisine (Partie 2).

La réponse à la question « f » relative à la détermination de valeurs guides sanitaires dans les eaux destinées à la consommation humaine (VGS EDCH) pour les 20 PFAS réglementés dans les EDCH et le fluorotélomère 6:2 FTSA, est détaillée dans ce rapport. Le GT PFAS a confié le volet « VGS EDCH » à des rapporteurs. Sur la base du guide d'élaboration et de choix de référence (Anses 2025a, à paraître), leurs travaux ont permis de proposer des VGS EDCH pour les PFAS pour lesquels une VTR long terme par voie orale a été construite par le GT VTR PFAS (question « g »). A noter que le TFA ne fait pas partie de la liste des VTR PFAS proposées par le GT VTR PFAS puisqu'une proposition de VTR par l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) est attendue pour fin 2025 dans le cadre d'une saisine qui lui a été adressée par la Commission Européenne.

Les travaux d'expertise du GT PFAS, pour les questions **« b », « c » et « f »** ont été présentés régulièrement au CES ERCA (tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques) entre septembre 2023 et avril 2025. Les travaux ont également été présentés au cours de cette période aux CES EAUX, CONSO et AIR pour ce qui concerne l'expertise se rapportant à leur domaine respectif.

Les travaux relatifs au bilan de la contamination des composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments et à la détermination des VGS EDCH ont été adoptés par le CES ERCA le 15 avril 2025.

1.3.2 Activités de recherche sur les PFAS menées à l'Anses

Le partenariat européen pour l'évaluation des risques liés aux produits chimiques (PARC)[10] , coordonné par l'Anses est financé par le programme Horizon Europe de l'Union Européenne. Créé en 2022, il réunit plus de 200 partenaires provenant de 29 pays, pour une durée de 7 ans. L'objectif principal de PARC est de développer une évaluation des risques chimiques de nouvelle génération pour protéger la santé humaine et l'environnement. Il a comme mission d'améliorer les connaissances portant sur l'exposition de la population européenne aux substances chimiques seules et en mélanges ainsi que sur les dangers liés aux substances chimiques émergentes. Il vise à soutenir les organismes européens et nationaux d'évaluation et de gestion des risques chimiques en leur fournissant de nouvelles données, connaissances, méthodes, réseaux et expertises pour relever les défis actuels, émergents et nouveaux en matière de sécurité chimique. Le programme de travail de PARC inclut le développement d'outils et de méthodes innovants, le renforcement des capacités à travers des réseaux de laboratoires, des catalogues en ligne sur la surveillance des expositions et des formations. Il comprend également la production de données FAIR[11] pour soutenir l'évaluation des risques. En fournissant des boîtes à outils en accès libre, PARC contribue à la mise en œuvre du concept de produits chimiques sûrs et durables dès la conception, tel que proposé dans la Stratégie européenne pour les

[10] Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals : https://www.eu-parc.eu/

[11] Facile à trouver, Accessible, Interopérable, Réutilisable

produits chimiques pour la durabilité. PARC a pour objectif de réduire les tests sur animaux en développant l'utilisation de tests *in vitro*, et des méthodes *in silico*. Les travaux s'articulent autour de 9 WorkPackages (WPs) chargés de coordonner et réaliser les missions de PARC qui se déclinent en de nombreux projets (Figure 2). Afin de garantir les liens adéquats entre recherche, expertise et réglementation, un WP travaille à définir avec l'ensemble des parties prenantes les priorités en termes de développements, et des effets et des substances à inclure prioritairement dans les projets de PARC. Parmi ces substances prioritaires figurent les métaux, les pesticides, les mycotoxines, les polychlorobiphényles (PCB), les retardateurs de flammes et les PFAS. Ces derniers sont inclus dans 21 projets de PARC dont la liste se trouve en annexe 10.

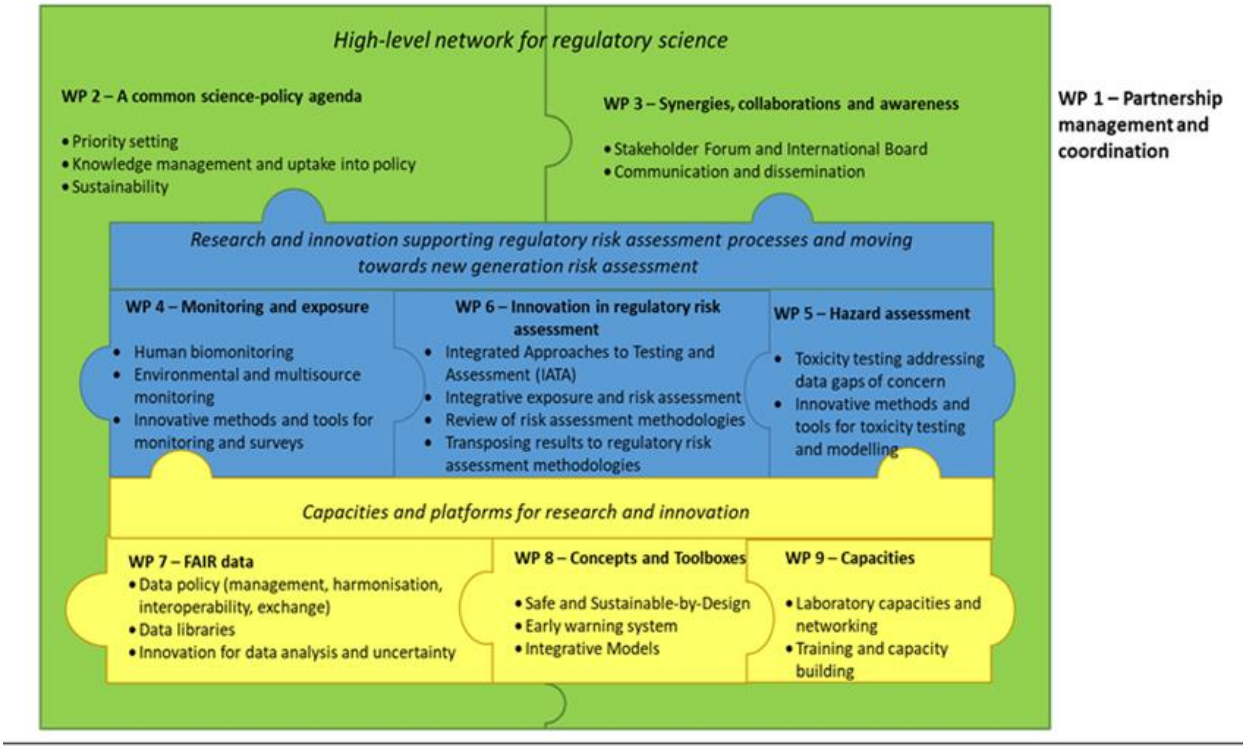


Figure 2. Vue d'ensemble des « WorkPackages » de PARC

Le WP 4 « Monitoring and exposure » a pour objectif de surveiller les produits chimiques, tant chez l'humain que dans l'environnement, en observant les différentes sources, le devenir des produits chimiques et les voies d'exposition. Il prévoit notamment :

- la mise en place d'études de biosurveillance (HBM) de la population européenne générale dans lesquelles des biomarqueurs d'exposition aux polluants chimiques, parmi lesquels des PFAS, seront mesurés dans des échantillons biologiques humains ;
- l'évaluation des exposition aux PFAS des travailleurs *via* les enquêtes sentinelles comme, en France l'enquête Surveillance Médicale des Expositions des salariés aux Risques professionnels (SUMER) ou des études de biosurveillance comme l'étude portant sur l'exposition des travailleurs du secteur de la gestion des déchets aux produits chimiques ;
- la dérivation de valeurs de référence, condition préalable à une interprétation des expositions. Des health-based guidance values (HBM-GV) pour les PFAS sont nécessaires, elles peuvent être dérivées à partir de données épidémiologiques ou toxicologiques ;
- l'étude plus approfondie d'une large gamme de données de biosurveillance humaine générée *via* les études alignées issues d'un précédent projet européen (HBM4EU[12]) notamment pour tenter d'identifier les sources d'exposition, les voies d'exposition et les

[12] https://www.hbm4eu.eu/

déterminants de l'exposition (par exemple en intégrant des données sur le niveau de contamination des PFAS dans les milieux aquatiques lors des prélèvements de biosurveillance) ;
- la mise en place d'une démarche globale de surveillance environnementale et multi sources à l'aide d'une étude pilote portant sur les PFAS et les perturbateurs endocriniens et la mise en place d'étude de l'exposition humaine aux contaminants organiques provenant de sources environnementales non alimentaires ;
- la définition des exigences minimales communes en matière d'assurance qualité et de contrôle qualité (QA/QC) dans les matrices environnementales, alimentaires et humaines pour les PFAS pour harmoniser les mesures.

Le WP 5 « Hazard assessment » se concentre sur l'évaluation des dangers pour la santé humaine et environnementale avec pour principaux objectifs : combler les lacunes en matière de données, et développer de nouvelles méthodologies d'approche (NAMs) dans l'évaluation des risques afin d'améliorer le paradigme actuel de caractérisation des dangers. Les PFAS font partie des substances sélectionnées pour le développement d'essais (*in vitro*) pour leurs effets immunotoxique et neurotoxique et de modèles PBK (pharmacocinétique physiologique).

Le WP 6 « Innovation in regulatory risk assessment » vise à encourager l'innovation dans l'évaluation réglementaire des risques en renforçant sa base scientifique, et avec comme objectif final la mise en œuvre de l'évaluation des risques de nouvelle génération (NGRA). Les développements méthodologiques réalisés dans les projets de ce WP sont par ailleurs appliqués à des cas d'étude sur différentes familles chimiques dont les PFAS. Dans une approche transversale, on cherche à :

- modéliser le transfert des substances chimiques depuis les sources d'émission jusqu'aux doses d'exposition ;
- approfondir les connaissances sur la combinaison des sources provenant des expositions professionnelles et de la vie quotidienne afin de réaliser des évaluations de risque agrégées incluant plusieurs sources et voies d'exposition ;
- perfectionner et développer des modèles PBK, car ils constituent des outils essentiels dans la modélisation toxicocinétique et l'évaluation des risques décrivant les processus d'absorption, de distribution, de métabolisme et d'excrétion (ADME) dans le corps humain et faisant ainsi le lien entre exposition externe et interne ;
- développer de nouvelles approches méthodologiques pour l'évaluation des risques liés aux mélanges d'exposition ;
- développer les méthodes d'analyses de la charge environnementale de la maladie (évaluations quantitatives de la charge de la maladie, y compris la morbidité, la mortalité et les coûts financiers dans une population spécifique, qui est attribuable à des facteurs environnementaux) et d'évaluation de l'impact sur la santé (outil permettant d'estimer l'impact d'une politique ou d'un programme sur la santé de la population).

En outre, les pratiques actuelles d'évaluation des risques, y compris les outils, critères et méthodes actuellement utilisés entre les cadres réglementaires seront examinées, le niveau de protection de la santé humaine et de l'environnement sera évalué et des améliorations dans le contexte plus large de « une substance, une évaluation » seront proposées. L'applicabilité des méthodes développées précédemment sera évaluée afin de garantir leur transposition aux méthodologies d'évaluation des risques réglementaires.

Afin de soutenir la réutilisation des données existantes en matière d'exposition environnementale et la production et la gestion de données nouvellement générées conformément aux principes FAIR et aux concepts d'Open Data et d'« une substance, une évaluation », un projet du WP 7 « FAIR data » cartographie les ressources de données existantes pertinentes et développe des solutions pour accéder et réutiliser les données d'exposition disponibles.

L'évolution des activités de PARC pour les prochaines années est encore à définir et d'autres projets autour des PFAS pourraient être inclus dans la programmation du partenariat.

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts

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

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet https://dpi.sante.gouv.fr/.

2 Méthode d'expertise

Pour répondre aux questions « b », « c » et « d » de la saisine, le GT PFAS a identifié les axes de travail suivants :

1. Revue de la littérature concernant la contamination en France des différents compartiments (eaux, sédiments, sols, biote, aliments, air/poussières intérieures, sans cibler ni exclure des expositions professionnelles) et des concentrations dans les produits de consommation ;
2. Recensement des bases de données disponibles sur les concentrations en PFAS dans les différents compartiments ;
3. État des lieux des informations fournies par les dispositifs de surveillance existants en France (plan de surveillance / plan de contrôle, filières concernées, valeurs réglementaires, performances analytiques) ;
4. Définition d'une méthodologie de priorisation des PFAS pour la surveillance des compartiments considérés et pour les produits de consommation.

Trois sous-groupes de travail ont été formés au sein du GT PFAS pour traiter les différents compartiments en parallèle et ont travaillé selon la même approche méthodologique :

- denrées alimentaires ;
- milieux aquatiques et EDCH (comprenant le biote[13] et les sédiments) ;
- air, sols et poussières.

Pour ces compartiments, une consultation d'organismes publics ou privés (producteurs et fédérations d'industriels ou de distributeurs) et de laboratoires de recherche français a été réalisée dans l'objectif d'identifier des données de contamination non publiées dans la littérature scientifique ou en cours d'acquisition. Cette consultation a été réalisée entre septembre 2023 et septembre 2024.

Afin de répondre à la question sur la biosurveillance, l'Anses a sollicité Santé publique France (SpF) pour le bilan de contamination en PFAS à partir d'une revue de la littérature et des bases de données d'imprégnation existantes. Des extraits de la note de contribution transmise par SpF sont intégrés au présent rapport et celle-ci est disponible dans son intégralité en annexe 2. Au-delà des apports de SpF, le GT PFAS a complété ce travail en l'actualisant par une revue de la littérature au niveau européen pour la population générale et au niveau mondial pour les travailleurs.

Concernant le volet « effet des traitements de potabilisation sur les concentrations des PFAS dans les eaux » (chapitre 8), les données sont issues d'une recherche bibliographique et des auditions de la fédération professionnelle des entreprises de l'eau (FP2E) et de la fédération nationale des collectivités concédantes et des régies (FNCCR).

[13] Organismes aquatiques

3 Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) considérés dans le cadre de la saisine, définitions chimiques et définitions d'usage

À ce jour, il n'existe pas de consensus sur la définition des PFAS. Différentes définitions ont été proposées depuis une dizaine d'années et les principales sont synthétisées dans le Tableau 1 (adapté de Anderson et al., 2022). Initialement, Buck et al. (2011) ont restreint les PFAS aux seuls composés aliphatiques « hautement fluorés ». Cette définition, détaillée ci-dessous, a suscité de nombreux débats, et l'OCDE a récemment proposé deux nouvelles définitions (OCDE 2018 et OCDE 2021). La plus récente, qui est aussi la plus inclusive (Tableau 1), permet de dépasser quatre limitations de la définition de Buck et al. (2011) à savoir : i) l'exclusion des composés possédant des groupes fonctionnels aux deux extrémités de la chaîne perfluoroalkylée (exemple : acides perfluoroalkyldicarboxyliques), ii) les incohérences dans la prise en compte des composés cycliques aliphatiques entièrement fluorés avec ou sans chaîne latérale alkyle perfluoroalkylée, iii) l'omission de substances avec des noyaux aromatiques dans le(s) groupe(s) fonctionnel(s) non fluoré(s), qui peuvent être réactifs dans l'environnement, et iv) l'utilisation du terme ambigu « hautement fluoré » (Wang et al., 2021).

Dans le cadre de cette saisine, il a été décidé de retenir tous les composés entrant dans le périmètre de la définition OCDE 2021.

Tableau 1. Définitions existantes des PFAS

Référence	Proposition de définition
Buck et al. 2011	Substances aliphatiques hautement fluorées contenant un ou plusieurs atomes de carbone sur lesquels tous les atomes d'hydrogène (H) ont été remplacés par des atomes de fluor (F), de telle sorte qu'elles contiennent le groupement perfluoroalkyle C_nF_{2n+1}- *Remarque : lorsque n = 1, F = 3, une substance n'est un PFAS que si elle contient au moins un groupe CF_3-*
OCDE 2018	Perfluorocarbures qui contiennent un groupement perfluoroalkyle à trois atomes de carbone ou plus (c'est-à-dire -C_nF_{2n}-, n≥3) ou un groupement perfluoroalkyléther à deux atomes de carbone ou plus (-$C_nF_{2n}OC_mF_{2m}$-, n et m ≥ 1)
OCDE 2021	Composés organiques fluorés qui contiennent au moins un atome de carbone méthyle ou méthylène entièrement fluoré (sans autre atome H/Cl/Br/I) soit, à quelques exceptions près, toute substance chimique contenant au moins un groupe méthyle perfluoré (-CF_3) ou un groupe méthylène perfluoré (-CF_2-)
US EPA 2021	"R-(CF_2)-C(F)-(R′)R" dans lequel aucun des groupes R ne peut être un atome d'hydrogène

On distingue deux grandes classes de PFAS, les composés non-polymériques et les PFAS polymériques, comme représentées dans la Figure 3.

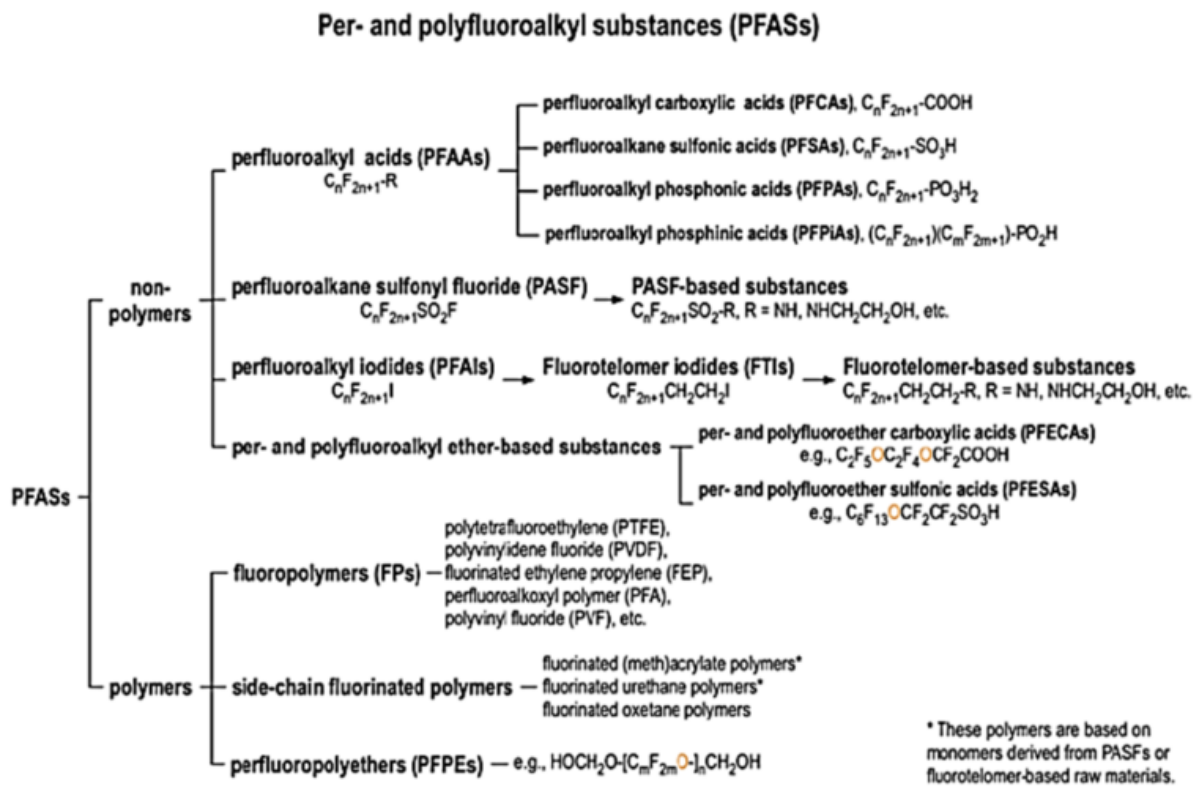


Figure 3. Classification des PFAS (Source OCDE, 2018)

Les polymères, en tant que macromolécules possèdent des propriétés spécifiques qui vont impacter à la fois leur comportement dans l'environnement, leur potentielle toxicité, mais aussi les capacités à les analyser. Ces spécificités en font une classe à part, qui n'a à ce jour que très peu été étudiée d'un point de vue sanitaire et environnemental. Néanmoins, les enjeux les concernant sont réels et multiples (Lohman et al., 2020), *a fortiori* car ils représentent les plus forts tonnages des PFAS encore mis sur le marché et en constante augmentation.

La problématique posée par les PFAS polymériques est différente de celle des autres PFAS et les données de surveillance manquent ainsi que les données de toxicité ; **les PFAS polymériques ne sont donc pas intégrés dans ce bilan des données de contamination ni dans la démarche de priorisation.**

Les premières études menées sur les PFAS, en phase avec les premières définitions (Buck et al.,2011) visaient les PFAS en lien avec des propriétés spécifiques (anti-adhésives, imperméabilisantes, résistantes aux fortes chaleurs, surfactants/ tensio-actifs) et des usages associés (mousses anti-incendies, industries textiles et emballages agroalimentaires, revêtement d'ustensiles de cuisine, etc.). **La définition retenue dans ce travail est basée sur la structure chimique des molécules et en aucun cas sur leurs usages**. L'existence de ces deux approches induit une complexité dans l'identification des molécules à considérer.

Ainsi, l'approche basée sur la structure chimique des molécules du groupe PFAS inclut de fait des molécules de natures et de propriétés très différentes. En effet, elle inclut des molécules ayant d'autres usages, comme des substances actives de produits phytopharmaceutiques, des principes actifs de médicaments vétérinaires ou à usage humain. Les PFAS à usages phytopharmaceutiques autorisés en Europe sont listés dans le tableau 1 (Annexe 3). Les travaux de Hammel *et al.* (2022) ont identifié les molécules pharmaceutiques répondant à la définition retenue par le GT PFAS, elles sont présentées dans le tableau 2 en Annexe 3.

Du fait de leur classification comme substances relevant d'un domaine d'usage réglementé, leurs caractéristiques (physico-chimiques, toxicologiques, environnementales, etc.) ont d'ores et déjà fait l'objet d'une prise en compte, voire d'une évaluation, dans le cadre des objectifs fixés par la réglementation correspondante. À cet égard, les experts tiennent à rappeler le commentaire formulé par l'Agence dans le cadre du processus d'examen de la restriction piloté par l'ECHA après consultation des experts :

«***Concernant les produits phytopharmaceutiques, produits biocides et médicaments :***

Une dérogation totale n'est pas acceptable dans la mesure où des processus d'autorisation spécifiques existent dans le cadre de ces réglementations [produits phytopharmaceutiques, biocides et médicaments] et sont strictement liés à l'utilisation de ces substances dans des conditions spécifiques. Il est également constaté que ces réglementations (notamment la réglementation médicament) ne prennent pas pleinement en compte les risques liés à la persistance des composés dans l'environnement et que ce danger critique perdurera. Étant donné que ce paramètre (persistance) constitue la principale justification de la proposition de restriction, il semble incohérent de promouvoir une dérogation illimitée dans le temps pour des substances actives persistantes. Ceci est particulièrement important dans la mesure où l'un des principaux métabolites des PFAS est le TFA et que le TFA est connu pour être extrêmement persistant dans l'environnement. Autoriser une dérogation permanente peut potentiellement donner l'opportunité d'utiliser ces substances et permettre indirectement l'entrée de nouveaux PFAS sur le marché en tant que produits phytopharmaceutiques, biocides ou médicaments et promouvoir leur utilisation abusive. De plus, plusieurs alternatives sont disponibles pour les produits phytopharmaceutiques et les produits biocides fluorés. Ce point devrait être davantage étayé dans le rapport Annexe XV. Il devrait être précisé plus clairement dans le texte [de la proposition de restriction] que ces substances actives, dans le cadre de l'approbation spécifique prévue dans leur texte juridique, sont évaluées et que l'autorisation des usages concernés est accordée pour une certaine période de temps et que des réévaluations sont réalisées. Il convient de préciser plus clairement dans le texte que cette dérogation ne correspond pas à une dérogation permanente en tant que telle mais à une dérogation au titre de REACH qui n'exclut pas le contrôle par les réglementations dédiées. Il convient également de préciser que cette dérogation implique une dérogation en matière de production et de fabrication des substances concernées, dérogation qui s'applique si ces substances sont utilisées en tant que substances actives dans le cadre de l'une de ces réglementations. La quantité et le nombre de produits contenant des PFAS concernés devraient également être précisés. »

Du fait des réglementations spécifiques existantes, les PFAS à usage pharmaceutique ou phytopharmaceutique « exclusif » ne sont pas intégrés en tant que telles dans la méthodologie de priorisation proposée dans ce travail du GT PFAS. Toutefois, leurs éventuels produits de dégradation peuvent être communs avec les substances prises en compte dans le cadre de ce travail. Ces PFAS à usage pharmaceutique ou phytopharmaceutique seront donc considérés comme des sources potentielles de contamination des compartiments environnementaux, de l'alimentation et des EDCH lors des travaux de catégorisation (Partie 2).

Les travaux ont été menés de manière la plus exhaustive possible par les experts. Toutefois, certaines substances peuvent avoir différents usages et des dénominations ne permettant pas de les identifier automatiquement comme appartenant au groupe des PFAS. Elles peuvent être déjà surveillées et des données peuvent exister, sans que le GT PFAS ne soit en mesure de faire le lien.

4 Réglementations et dispositifs de surveillance des PFAS en France

Ce chapitre présente un inventaire des différentes réglementations – européennes et nationales – et des dispositifs de surveillance nationaux spécifiques à chaque compartiment. Les réglementations spécifiques à des substances du groupe « PFAS » sont décrites, ainsi que celles non spécifiques mais qui s'avèrent inclure des PFAS.

4.1 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans les denrées alimentaires

4.1.1 Réglementation

La réglementation prévoit la fixation de teneurs maximales pour les contaminants chimiques dans les denrées alimentaires. Les teneurs maximales (TM) réglementaires ne sont pas des valeurs strictement sanitaires, puisqu'elles ne sont pas fixées par une évaluation quantitative des risques sanitaires. En effet, les teneurs maximales réglementaires sont fixées selon une approche ALARA (« *As Low As Reasonably Achievable* » ou « aussi bas que raisonnablement possible »). Cette approche ALARA prévoit que les teneurs en contaminants doivent être maintenues aux niveaux les plus faibles que permettent raisonnablement des bonnes pratiques au cours de toutes les étapes de la chaîne alimentaire. Les teneurs maximales réglementaires peuvent être réactualisées par les gestionnaires des risques en fonction de l'évolution des connaissances sur la santé publique, tant sur le plan toxicologique que sur l'occurrence de la substance dans la denrée.

Le règlement (CE) n°1881/2006 fixait des teneurs maximales dans les denrées alimentaires pour certains PFAS (individuellement pour l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS), l'acide perfluorooctanoïque (PFOA), l'acide perfluorononanoïque (PFNA), l'acide perfluorohexanesulfonique (PFHxS) et pour la somme des 4) depuis un amendement intervenu en décembre 2022, *via* le règlement (UE) 2022/2388. Le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 a abrogé les teneurs maximales du règlement (CE) 1881/2006 pour certains contaminants dans les denrées alimentaires et réactualisé les teneurs maximales fixées pour le PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS et leur somme dans les denrées alimentaires suivantes :

- œufs ;
- produits carnés : viandes et abats comestibles ;
- produits de la pêche : poissons, crustacés et mollusques bivalves.

Ces teneurs maximales, présentées dans le Tableau 2 ci-après, sont entrées en vigueur le 25 mai 2023.

Tableau 2. Teneurs maximales réglementaires pour le PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS et leur somme dans les denrées alimentaires fixées dans le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023

Catégories d'aliments	Teneur maximale (µg.kg^{-1} de poids à l'état frais)				
	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Somme du PFOS, du PFOA, du PFNA et du PFHxS
Viandes et abats comestibles					
Viandes de bovins, de porcins et de volailles	0,30	0,80	0,20	0,20	1,3

Catégories d'aliments	Teneur maximale (µg.kg^{-1} de poids à l'état frais)				
	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Somme du PFOS, du PFOA, du PFNA et du PFHxS
Viandes d'ovins	1,0	0,20	0,20	0,20	1,6
Abats de bovins, d'ovins, de porcins et de volailles	6,0	0,70	0,40	0,50	8,0
Viandes de gibier, à l'exclusion des viandes d'ours	5,0	3,5	1,5	0,60	9,0
Abats de gibier, à l'exclusion des abats d'ours	50	25	45	3,0	50
Produits de la pêche et mollusques bivalves					
Chair de poisson					
Chair musculaire de poisson à l'exclusion des produits énumérés ci-dessous	2,0	0,20	0,50	0,20	2,0
Chair musculaire des poissons suivants, si elle n'est pas destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge: *hareng de la Baltique(Clupea harengus membras)* *bonite (espèces du genre Sarda)* *palomette (espèce du genre Orcynopsis)* *lotte (Lota lota)* *sprat (Sprattus sprattus)* *flet (Platichthys flesus et Glyptocephalus cynoglossus)* *mulet cabot (Mugil cephalus)* *chinchard (Trachurus trachurus)* *brochet (espèces du genre Esox)* *plie (espèces des genres Pleuronectes et Lepidopsetta)* *sardine et pilchard (espèces du genre Sardina)* *bar commun (espèces du genre Dicentrarchus)* *poisson-chat de mer (espèces des genres Silurus et Pangasius)* *lamproie marine (Petromyzon marinus)* *tanche (Tinca tinca)* *corégone blanc (Coregonus albula et Coregonus vandesius)* *silverly lightfish (Phosichthys argenteus)* *saumon sauvage et truite sauvage (espèces sauvages des genres Salmo et Oncorhynchus)* *poisson-loup (espèces du genre Anarhichas)*	7,0	1,0	2,5	0,20	8,0
Chair musculaire des poissons suivants, si elle n'est pas destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge: *anchois (espèces du genre,Engraulis)* *barbeau (Barbus barbus)* *brème (espèces du genre Abramis)* *omble (espèces du genre Salvelinus)* *anguille (espèces du genre Anguilla)* *sandre (espèces du genre Sander)* *perche (Perca fluviatilis)* *gardon(Rutilus rutilus)* *éperlan (espèces du genre Osmerus)*	35	8,0	8,0	1,5	45

Catégories d'aliments	Teneur maximale (µg.kg^{-1} de poids à l'état frais)				
	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Somme du PFOS, du PFOA, du PFNA et du PFHxS
corégone					
Crustacés et mollusques bivalves	3,0	0,70	1,0	1,5	5,0
Œufs	1,0	0,30	0,70	0,30	1,7

En complément de la réglementation en vigueur sur les teneurs maximales réglementaires dans les aliments, la Commission européenne a émis le 24 août 2022 des recommandations relatives à la surveillance des PFAS dans les denrées alimentaires. En effet, par la recommandation (UE) 2022/1431. la Commission européenne recommande :

- de surveiller la présence de substances perfluoroalkylées dans les denrées alimentaires au cours des années 2022, 2023, 2024 et 2025. Cela passe par la recherche de la présence de PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS;
- de rechercher, dans la mesure du possible, la présence de composés similaires aux substances mentionnées ci-dessus, mais avec une chaîne alkyle différente[14] ;
- d'envisager la recherche des substances nouvelles[15] ;
- de porter la surveillance sur une grande variété de denrées alimentaires reflétant les habitudes de consommation, dont les fruits, les légumes, les racines et tubercules amylacés, les algues, les céréales, les noix, les oléagineux, les aliments pour nourrissons et enfants en bas âge, les denrées alimentaires d'origine animale, les boissons non alcooliques, le vin et la bière ;
- de suivre les procédures de prélèvement d'échantillons définies dans l'annexe du règlement d'exécution (UE) 2022/1428 portant fixation des méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons à utiliser pour le contrôle des teneurs en substances perfluoroalkylées dans certaines denrées alimentaires.

La Commission européenne préconise également d'effectuer les analyses en recourant à une méthode dont la fiabilité des résultats est avérée. Les limites de quantification des méthodes d'analyse doivent être inférieures ou égales à celles indiquées dans le Tableau 3.

[14] tels que l'acide perfluorobutanoïque (PFBA), l'acide perfluoropentanoïque (PFPeA), acide perfluorohexanoïque (PFHxA), acide perfluoroheptanoïque (PFHpA), acide perfluorodécanoïque (PFDA), acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA), acide perfluorododécanoïque (PFDoDA), acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA), acide perfluorotétradécanoïque (PFTeDA), acide perfluorobutanesulfonique (PFBS), acide perfluoropentanesulfonique (PFPS), acide perfluoroheptanesulfonique (PFHpS), acide perfluorononanesulfonique (PFNS), acide perfluorodécanesulfonique (PFDS), acide perfluoroundécanesulfonique (PFUnDS), acide perfluorododécanesulfonique (PFDoDS), acide perfluorotridécanesulfonique (PFTrDS), perfluorooctanesulfonamide (PFOSA)

[15] acide 2-[(6-chlor-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-dodécafluorhexyl)oxy]-1,1,2,2-tétrafluoréthanesulfonique (forme acide de F53B), acide 2,3,3,3-tétrafluor-2-(heptafluorpropoxy)-propanoïque (forme acide de GenX), acide 2,2,3-trifluor-3-[1,1,2,2,3,3-hexafluor-3-(trifluorométhoxy)propoxy]propionique (forme acide d'ADONA), hydroxyde de *N*,*N*-diméthyl-*N*-oxyde-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyl)sulfonyl]amino]- 1-propanaminium (Capstone A), hydroxyde de *N*-(carboxyméthyl)-*N*,*N*-diméthyl-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyl)sulfonyl] amino]-1-propanaminium (Capstone B), alcools et sulfonates de fluorotélomères

Tableau 3. Limites de quantification des méthodes d'analyses préconisées par la Comission européenne par catégorie alimentaire et par PFAS (µg.kg^{-1})

Catégories d'aliments	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS
Fruits et légumes, racines et tubercules amylacés, aliments pour nourrissons et enfants en bas âge	0,002	0,001	0,001	0,004
Lait	0,01	0,01	0,02	0,04
Viande de poisson et la viande d'animaux terrestres	0,1	0,1	0,1	0,1
Œufs, crustacés et mollusques	0,3	0,3	0,3	0,3
Abats comestibles d'animaux terrestres et l'huile de poisson	0,5	0,5	0,5	0,5

Enfin, la Commission européenne conseille de mener une enquête approfondie lorsque les valeurs indicatives (Tableau 4) sont dépassées.

Tableau 4. Valeurs indicatives à ne pas dépasser par catégorie alimentaire et par PFAS (µg.kg^{-1})

Catégories d'aliments	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS
Fruits et légumes (à l'exception des champignons sauvages), racines et tubercules amylacés	0,01	0,01	0,005	0,015
Champignons sauvages	1,5	0,01	0,005	0,015
Lait	0,02	0,01	0,05	0,06
Aliments pour bébé	0,05	0,05	0,05	0,05

4.1.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux

Chaque année, dans le cadre du dispositif de sécurisation sanitaire de la chaîne alimentaire, la Direction générale de l'alimentation (DGAL) pilote et coordonne la mise en œuvre de plans de surveillance et de contrôle (PSPC). Ces plans visent à surveiller la contamination des productions primaires animales et végétales, des denrées alimentaires d'origine animale et végétale, et de l'alimentation animale.

Dès le début de l'année 2022, la DGAL a initié à l'échelle nationale un plan exploratoire pour la surveillance des PFAS.

Ce plan a permis de répondre à la recommandation de la Commission européenne de réaliser une surveillance de ces substances sur 2021-2024 ainsi qu'à la récente réglementation fixant en 2023 des teneurs maximales en substances perfluoroalkylées dans certaines denrées alimentaires. Ce premier plan exploratoire lié à la recherche de 16 PFAS (sélectionnés vis-à-vis des performances analytiques disponibles) portait sur différentes espèces de poissons de mer et d'eau douce (90 prélèvements).

Suite à une analyse de risque nationale menée en interne par le Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, ce plan exploratoire est devenu en 2023 un plan de surveillance (240 prélèvements), associant un maintien de la surveillance sur les poissons, et un élargissement conséquent de la surveillance aux viandes et abats de bovins, d'ovins, de porcins et de volailles.

L'année 2024 a été marquée par un renforcement de cette surveillance[16] (nombre total de prélèvements programmés = 872) et un élargissement du périmètre des matrices surveillées, en se focalisant sur quatre PFAS (PFAS, PFOS, PFNA, PFHxS) et leur somme, disposant d'une

[16] Instruction technique DGAL/SDEIGIR/2024-120 et Plan d'action interministériel sur les PFAS https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/2024.04.05_Plan_PFAS.pdf

teneur maximale réglementaire ou d'une valeur de seuil indicative selon la matrice. Les matrices couvertes en 2024 par la surveillance du dispositif ont été :

- pour les denrées alimentaires d'origine animale :
  - les viandes et foies de bovins, d'ovins, de porcins et de volailles (225 prélèvements programmés),
  - les œufs (100 prélèvements programmés),
  - les produits de la pêche (163 prélèvements programmés),
- pour les denrées alimentaires d'origine végétale :
  - l'alimentation infantile (101 prélèvements programmés),
  - les végétaux et denrées alimentaires d'origine végétale hors aliments infantiles (267 prélèvements programmés).

Pour 2025, la programmation[17] prévoit :

- pour les denrées alimentaires d'origine animale :
  - les viandes et foies de bovins, d'ovins, de porcins et de volailles (113 prélèvements),
  - les œufs (160 prélèvements),
  - les produits de la pêche (163 prélèvements),
- pour les denrées alimentaires d'origine végétale :
  - l'alimentation infantile (101 prélèvements),
  - les végétaux et denrées alimentaires d'origine végétale hors aliments infantiles (267 prélèvements).

4.2 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans les milieux aquatiques

4.2.1 Réglementation

Au niveau européen, la Directive n°2000/60/CE cadre sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000 établit des règles pour mettre fin à la détérioration de l'état des masses d'eau de l'UE et parvenir à un bon état des eaux souterraines et de surface (incluant les eaux littorales), vers lequel tous les États doivent tendre. Initialement fixée à 2015, cette échéance a été repoussée à 2021 puis à 2027.

La Directive n°2013/39/UE du 12 août 2013 qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau fixe des normes de qualité environnementale (NQE) dans les eaux de surface. Pour le PFOS et ses dérivés, elle fixe :

- pour les eaux de surfaces intérieures (rivières et lacs) une limite de 0,65 $ng.L^{-1}$ en moyenne annuelle (MA) et 36 $\mu g.L^{-1}$ en concentration maximale admissible (CMA). La directive prévoit également une NQE de 9,1 $\mu g.kg^{-1}$ de biote ;
- pour les autres eaux de surface (eaux de transition et côtières), la limite est égale à 0,13 $ng.L^{-1}$ en MA et 7,2 $\mu g.L^{-1}$ en CMA.

Un projet de révision de la DCE est en cours de consultation, concernant à la fois les paramètres chimiques inclus ainsi que les normes de qualité environnementales qui y sont associées. La Commission a ainsi émis une proposition d'ajout de 24 PFAS à la liste des substances prioritaires de la DCE, en tant que groupe, et dont la NQE serait fixée en rapport avec la somme de ces 24 composés (Décision d'exécution (UE) 2025/439 de la commission du 28 février 2025). Pour les

[17] Instruction technique DGAL/SDEIGIR/2025-94 du 18 février 2025

https://info.agriculture.gouv.fr/boagri/instruction-2025-94

eaux de surface, la proposition de la Commission porte sur des NQE exprimées en équivalent PFOA sur la base de facteurs d'équivalence toxique (TEF) correspondant à des coefficients de pondération qui traduisent la toxicité relative de chacun des congénères par rapport à celle du PFOA. Pour les eaux souterraines, les propositions, encore en cours d'évolution, incluent soit les mêmes 24 PFAS que pour la liste des substances prioritaires, soit la liste proposée pour les eaux destinées à la consommation humaine (qui en comporte 20).

Au niveau national, en complément à la transcription de la DCE, le programme de surveillance de l'état chimique des eaux, récemment révisé par l'arrêté du 26 avril 2022 comprend :

- pour les eaux de surface, le suivi du PFOS et de quatre autres PFAS (PFOA, PFHxA, PFDA, PFHS) en tant que substances pertinentes à surveiller (SPAS, matrice eaux) ;
- pour les eaux souterraines, le suivi de six PFAS (PFOA, PFOS, PFHpA, PFHxA, PFDS et PFHxS) de l'arrêté du 07 août 2015 auxquels ont été ajoutés lors de la révision de l'Arrêté en 2022, 14 PFAS, couvrant ainsi les 20 PFAS mentionnés dans la Directive EDCH 2020/2184.

4.2.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux

En France, les agences de l'eau effectuent la surveillance des PFAS au titre de la DCE dans les eaux de surface et souterraines.

Le suivi des PFAS inscrits comme SPAS dans les eaux de surface intérieures se fait dans les stations du Réseau de contrôle de surveillance (RCS), au moins deux fois par cycle de six ans, tandis que les PFAS inclus dans le contrôle de l'état chimique sont suivis 12 fois par an.

Pour les eaux littorales, la surveillance des molécules de l'état chimique se fait entre une fois (biote, réseau ROCCH et RINBIO) et 12 fois (eau) par an, quatre fois par an pour les SPAS.

Le suivi de l'analyse régulière du contrôle de l'état chimique des eaux souterraines se fait tous les ans sur tous les sites du programme de contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines. Il comprend *a minima* un prélèvement annuel pour les nappes captives, et deux prélèvements dans l'année pour les nappes libres avec un prélèvement en période de hautes eaux et un prélèvement en période de basses eaux.

L'Office Français de la Biodiversité (OFB) et les agences de l'eau sont également à l'origine d'initiatives complémentaires pour l'établissement de programmes de mesures et dans le cadre de programmes d'acquisition de connaissances.

À l'échelle nationale, différentes initiatives ont été prises dans le cadre du réseau de surveillance prospective (RSP) ayant mené à la mise en place de plusieurs actions incluant des PFAS. On peut citer :

- les exercices « EMergents NATionaux-EMNAT » réalisés dans les eaux de surface (2012 et 2018) et dans les eaux souterraines (2011-2013) ;
- Emergent' Sea et Veille POP, consacrés au milieu littoral.

En complément, au niveau de chaque agence de l'eau, des initiatives propres de programmes de surveillance peuvent être entreprises et sont variables d'une année sur l'autre.

L'intégralité des données acquises sont bancarisées dans le système d'information sur l'eau : ADES (portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines), les bases propres à chaque agence ainsi que les systèmes d'information Naïades (eaux de surface) et Quadrige (eaux littorales). Les données des exercices exploratoires peuvent être bancarisées soit dans les bases sus nommées, soit dans des bases spécifiques comme SUPREMA (hébergée par l'INERIS).

4.3 Réglementation et dispositifs de surveillance applicables aux PFAS dans les eaux destinées à la consommation humaine

4.3.1 Réglementation

Les EDCH comprennent d'une part les EDCH distribuées en réseau (eau du robinet) et d'autre part les eaux conditionnées qui peuvent être des eaux minérales naturelles (EMN), des eaux de source, ou des eaux rendues potables par traitement.

Réglementation relative aux EDCH distribuées en réseau, les eaux de sources et eaux rendues potables par traitement conditionnées.

La Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) (refonte de la directive dite « Directive EDCH » 98/83/CE) s'applique aux EDCH susmentionnées à l'exception des eaux minérales naturelles. Elle introduit une valeur limite de qualité de 0,5 µg.L^{-1} pour le paramètre « PFAS totaux » et une valeur limite de qualité de 0,1 µg.L^{-1} pour la somme des 20 PFAS[18]. La transposition de l'un ou l'autre des paramètres était laissée au choix de chaque état membre.

Cette directive a été transposée en droit français en janvier 2023 pour une application au plus tard au 1er janvier 2026. L'arrêté du 11 janvier 2007 modifié intègre une limite de qualité de 0,1 µg.L^{-1} pour la somme des 20 PFAS dans les eaux destinées à la consommation humaine. Le paramètre « total PFAS » n'a pas été transposé dans le droit français.

Cet arrêté introduit également une limite de qualité de 2 µg.L^{-1} pour la somme des 20 PFAS dans les eaux brutes utilisées pour la production d'EDCH.

La recherche des PFAS dans le cadre du contrôle sanitaire se met en place progressivement et devient obligatoire à partir du 1er janvier 2026. Les limites de qualité susmentionnées sont applicables depuis janvier 2023. Les situations de dépassement de la limite de qualité de 0,1 µg.L^{-1} font l'objet de dispositions spécifiques décrites dans l'instruction DGS/EA4/2025/22 du 19 février 2025 relative à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés perfluorés (PFAS dans les eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux conditionnées (qui abroge l'instruction DGS/EA4/2024/30 du 12 mars 2024).

Réglementation relative aux eaux minérales naturelles

Les eaux minérales naturelles (EMN) font l'objet de dispositions spécifiques issues de la directive 2009/54/CE relative à l'exploitation et à la mise dans le commerce des eaux minérales naturelles. Il n'existe pas de limites de qualité réglementaires pour les PFAS dans le cadre du suivi de la qualité des EMN.

4.3.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux

Les Agences régionales de santé (ARS) sont chargées du contrôle sanitaire de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine et de veiller au respect, par les PRPDE[19] des limites

[18] Liste des 20 PFAS considérés dans la Directive EDCH : PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS et PFTrDS.

[19] Personne responsable de la production ou distribution de l'eau, au sens du L.1321-4 du Code de la santé publique

de qualité de l'eau qu'elles délivrent au consommateur. Ces mêmes PRPDE doivent mettre en œuvre, dans le cadre des responsabilités qui leur incombent au titre du L.1321-4 une surveillance de cette qualité.

Certaines ARS ont pris l'initiative de mettre en place des mesures de surveillance et de recherche des PFAS dans les EDCH avant le 1er janvier 2026. C'est le cas de l'ARS Auvergne-Rhône-Alpes qui, depuis juillet 2022, recherche les PFAS dans les installations situées à proximité de points de surveillance environnementale où ils ont été identifiés, mais aussi dans les installations à proximité de sites industriels producteurs de PFAS. Depuis janvier 2024, l'ARS Auvergne-Rhône-Alpes a étendu cette surveillance aux unités de distribution d'eau situées à proximité de sites industriels pour lesquels des émissions de PFAS ont été mises en évidence (ARS Auvergne-Rhône-Alpes 2024).

L'ARS Grand-Est a pris l'initiative en 2023, de mener une campagne d'analyse des PFAS dans certaines unités de distribution d'eau de la région ; cette campagne a été maintenue en 2024 en prévision de la mise en place du contrôle sanitaire en routine demandé pour 2026 (ARS Grand-Est 2024). Les ARS d'Ile-de-France et de Centre-val-de-Loire intègrent progressivement la recherche des PFAS dans leur programme de contrôle sanitaire des EDCH (ARS Ile-de-France 2023 ; ARS Centre-val-de-Loire 2023).

Une campagne exploratoire, menée par l'Anses (Laboratoire d'Hydrologie de Nancy), est en cours et concerne à la fois les ressources utilisées pour la production d'EDCH et les eaux distribuées. Elle concerne 34 molécules PFAS, liste plus large que les 20 PFAS réglementés dans les EDCH. Les résultats étant en cours d'acquisition, ils n'ont pas pu être intégrés aux travaux du GT PFAS. Ils sont néanmoins utiles aux ARS pour la préparation de la systématisation du contrôle sanitaire à venir au 1er janvier 2026.

4.4 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans les eaux industrielles et usées

4.4.1 Réglementation

En France, les installations classées pour l'environnement (ICPE) sont définies dans l'article L. 511-1 du code de l'environnement et font l'objet d'une réglementation déclinée selon le type d'activités (on parle de rubrique et de régime[20]).

En ce qui concerne les ICPE soumises à autorisation, l'arrêté du 24 août 2017, applicable depuis le 1er janvier 2023, fixe la limite de concentration du PFOS dans les eaux rejetées en milieu naturel à 25 µg.L^{-1}. Il est le seul PFAS à figurer dans la liste des micropolluants à mesurer (dans les eaux traitées ou eaux brutes) dans l'action de recherche et de réduction des Rejets industriels de substances dangereuses dans les eaux (RSDE) de 2022, en lien avec l'article 16 de la DCE qui vise à réduire progressivement les rejets, émissions et pertes de substances prioritaires mais aussi leur arrêt pour les substances dangereuses prioritaires dans l'eau.

Pour certaines installations de traitement de déchets relevant du régime de l'autorisation et de la directive relative aux émissions industrielles (dite « IED »), l'arrêté du 17 décembre 2019 applicable depuis le 17 août 2022, inscrit la réalisation d'une surveillance semestrielle du PFOS et du PFOA au niveau des effluents aqueux.

L'arrêté du 20 juin 2023 impose aux ICPE relevant du régime de l'autorisation au titre de l'une au moins des rubriques de la nomenclature des installations classées citées dans l'arrêté, d'établir, dans les trois mois, la liste des PFAS utilisés, produits, traités ou rejetés par l'installation et de mettre en place une campagne de mesure dans les rejets aqueux.

[20] Tout savoir sur les ICPE | Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (ecologie.gouv.fr)

Des arrêtés préfectoraux spécifiques peuvent être pris à l'échelle d'un site et définir des exigences en termes de surveillance à effectuer et de flux maximal d'émission autorisé.

Enfin la loi n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux PFAS, prévoit la mise en place d'une taxe ciblant les industriels dont les activités entraînent des rejets de PFAS et le renforcement des réglementations sur les rejets industriels.

La version révisée de la directive relative aux traitement des eaux résiduaires urbaines (refonte) (Directive 2024/3019 du 27 novembre 2024), dite DERU, intègre désormais les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) dans son champ d'action. Elle prévoit notamment que lorsque les eaux résiduaires urbaines sont rejetées dans une zone de captage d'eau potable, les 20 PFAS, listés dans la directive 2020/2184 relative à la qualité des EDCH, devront être surveillés en entrée et en sortie de stations d'épuration. En conséquence, la Commission se doit d'adopter des actes d'execution afin d'établir une méthode de mesure des paramètres « Total PFAS » et « Somme PFAS » dans les eaux résiduaires urbaines. Le texte prévoit également que la Commission se penche sur la faisabilité et la pertinence de mettre en place une responsabilité élargie des producteurs (REP) pour les produits générant, en particulier des PFAS, dans les eaux urbaines résiduaires. Cette directive doit être transposée dans le droit national avant le 31 juillet 2027.

Le plan interministériel d'avril 2024 prévoit qu'un programme de contrôle des émissions de PFAS dans les eaux usées traitées des stations d'eaux usées de plus de 10 000 équivalents-habitants (envrion 1 300 stations) soit mis en oeuvre.
Les conditions précises de cette campagne de surveillance devraient être connues prochainement : le projet d'arrêté qui les encadrera a été mis en consultation jusqu'au 25 avril 2025.

4.4.2 Inventaire des dispositifs de surveillance nationaux

Comme indiqué précédemment, l'arrêté ministériel du 20 juin 2023 impose des mesures pour les ICPE. Il s'inscrit dans l'axe n°4 du plan d'action ministériel publié en janvier 2023 et a pour but de faire un premier bilan de la présence des PFAS dans les rejets aqueux de plusieurs secteurs industriels identifiés comme potentiels émetteurs de PFAS en quantité significative. Il s'inscrit également dans l'action 3 du plan d'action interministériel publié en avril 2024 qui intègre et se substitue au précédent. Cet arrêté détermine les installations concernées pour lesquelles l'exploitant doit fournir la liste des PFAS produits, utilisés ou traités susceptibles d'être rejetés sur son site et mettre en œuvre une campagne de mesure dans les rejets aqueux. Il est demandé plusieurs paramètres : une mesure du fluor organique absorbable (AOF) comme proxy du « total PFAS », une mesure des concentrations des 20 PFAS listés dans la directive EDCH de 2020 ainsi qu'une mesure des autres PFAS déclarés par l'exploitant et qui ne sont pas listés dans cette directive (DGPR 2023). Les données acquises sont bancarisées par l'industriel dans la base Gestion informatisée des données d'autosurveillance fréquente (Gidaf). Trois campagnes mensuelles consécutives doivent être réalisées par l'industriel sur les rejets aqueux, directs ou indirects de son installation : effluents industriels, rejets d'eaux pluviales susceptibles d'être polluées et émissaires d'eaux de ruissellement. Cette action concerne plus de 5000 installations classées. A ce jour, il n'y a pas de substances de la famille des PFAS recensée dans l'arrêté du 31 janvier 2008 dit « GEREP » (Arrêté au registre et à la déclaration annuelle des émissions et de transferts de polluants et des déchets) qui conduirait à une obligation déclarative annuelle.

4.5 Réglementation et dispositifs de surveillance des PFAS dans l'air extérieur, l'air intérieur, les poussières intérieures et les sols

Il n'existe actuellement aucun seuil réglementaire spécifique des PFAS dans l'air intérieur, les poussières intérieures et les sols ni de dispositifs de surveillance.

Concernant l'air extérieur (ou air ambiant), le plan d'action interministériel pour les PFAS prévoit dans son action 3 d'imposer par voie réglementaire une campagne de mesure des PFAS dans les rejets atmosphériques en sortie des installations d'incinération et de co-incinération.

L'arrêté du 31 octobre 2024 impose aux exploitants de certaines ICPE (installations d'incinération, de co-incinération et d'autres traitements thermiques de déchets) de réaliser des campagnes de prélèvements et d'analyses des PFAS dans leurs émissions atmosphériques.
Les ICPE relevant des rubriques suivantes sont concernées :

- installations de traitement thermique de déchets dangereux ;
- installations de traitement thermique de déchets non dangereux ;
- installations de production d'énergie, telle que la production de chaleur, d'électricité ou de gaz, à partir de déchets non dangereux préparés sous forme de combustibles solides de récupération ;
- élimination ou valorisation de déchets dans des installations d'incinération ou de co-incinération des déchets.

Les prélèvements et les analyses des 49 substances listées dans l'annexe I de l'arrêté sont réalisés par des laboratoires ou organismes de prélèvement accrédités par le Comité français d'accréditation (COFRAC) ou par un organisme signataire de l'accord multilatéral pris dans le cadre de la Coordination européenne des organismes d'accréditation (European Cooperation for Accreditation ou EA) selon la méthode OTM-45 (Other Test Method 45) de l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA).

Les campagnes de mesures doivent être réalisées selon un calendrier progressif, s'échelonnant du 31 octobre 2025 au 30 avril 2028, en fonction du type d'installation et de sa capacité.

Comme indiqué dans la partie 4.4.1, la loi n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux PFAS prévoit la mise en place d'une taxe ciblant les industriels dont les activités entraînent des rejets de PFAS et le renforcement des réglementations sur les rejets industriels.

4.6 Réglementation applicable aux PFAS dans les produits de consommation

Les PFAS sont présents dans de nombreux produits de consommation tels que les produits cosmétiques, les textiles ou encore les produits d'entretien. Tous les produits de consommation sont au minimum soumis au règlement relatif à la sécurité générale des produits (Règlement (UE) 2023/988) qui implique la mise sur le marché de produits sûrs[21] pour une utilisation prévue et raisonnable par le consommateur, la conduite et la mise à disposition d'une évaluation des risques, de fournir les informations aux consommateurs sur les risques, d'assurer une traçabilité des produits et de prévoir une procédure de retrait du marché.

Seuls les produits cosmétiques et les jouets disposent d'une réglementation spécifique en matière de PFAS.

[21] « tout produit qui, dans des conditions d'utilisation normales ou raisonnablement prévisibles, y compris sa durée réelle d'utilisation, ne présente aucun risque ou seulement des risques minimaux compatibles avec l'utilisation du produit et considérés comme acceptables dans le respect d'un niveau élevé de protection de la santé et de la sécurité des consommateurs ».

Plusieurs PFAS sont aujourd'hui interdits dans les produits cosmétiques par le règlement (CE) n°1223/2009 du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 relatif aux produits cosmétiques (version consolidée du 24 avril 2024 ; annexe II). Il s'agit du PFOS et ses sels de potassium, de diéthanolamine, d'ammonium et de lithium (entrée 1493), du PFOA (entrée 1561), du PFNA et ses sels de sodium et d'ammonium (entrée 1636) et du PFHpA (entrée 1705).

Le 10 avril 2025, les négociateurs du Parlement et du Conseil sont parvenus à un accord provisoire sur la refonte des règles européennes en matière de sécurité des jouets afin de mieux protéger la santé et le développement des enfants. Cet accord étend la liste des substances interdites dans les jouets dont les PFAS, prévoyant des exemptions uniquement lorsque ces substances sont inaccessibles aux enfants. Le texte n'entrera en vigueur qu'une fois officiellement adopté, soit 20 jours après sa publication au Journal officiel de l'UE. Les États membres disposeront alors de 54 mois pour se conformer aux nouvelles dispositions[22].

Le règlement REACH s'applique aux substances chimiques présentes dans les produits de consommation, incluant les cosmétiques (cf. chapitre 4.7).

En France, depuis le 27 février 2025, la loi n°2025-188 interdit, à compter du 1er janvier 2026, la fabrication, l'importation, l'exportation et la mise sur le marché des cosmétiques, produits de fart (pour les skis) et vêtements, chaussures et leurs imperméabilisants contenant des PFAS, à l'exception des vêtements de protection pour les professionnels. À partir de 2030, tous les textiles contenant des PFAS seront interdits en France (sauf exceptions, comme les textiles techniques à usage industriel, qui seront listées par décret). Enfin, les emballages alimentaires, les ustensiles de cuisine et tous les produits contenant des PFAS en très faible concentration, ont été exclus de cette proposition de loi.

4.7 Règlements européens relatifs aux substances chimiques

Les PFAS du groupe des polymères ne font pas l'objet d'un enregistrement dans le cadre du règlement (CE) n° 1907/2006 sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions des substances chimiques (REACH), contrairement aux substances à courtes chaînes, non polymériques, qui doivent être enregistrées lorsqu'elles sont mises sur le marché à plus d'une tonne par an.

Les informations suivantes ne concernent donc que les PFAS non polymèriques.

Un certain nombre de PFAS font l'objet d'une identification en tant que substances extrêmement préoccupantes (SVHC[23]) pour leurs propriétés de danger particulières : « *persistent, bioaccumulative and toxic* » PBT (C8, C9 et C10 acides perfluorocarboxyliques (PFCA), PFHpA[24]), « *very persistent and very bioaccumulative* » vPvB (C11-14 PFCA, PFHxS, PFHpA) et/ou de niveau de préoccupation équivalent (PFBS, PFHpA, acide 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy-propionique et dérivés). Cette identification a pour conséquence l'obligation pour l'industrie de notifier leur présence au-delà de 0,1 % en pourcentage massique dans les articles fabriqués ou importés en Europe et d'indiquer leur présence aux utilisateurs. En France, depuis le 1er janvier 2023, la loi n°2020-105 du 10 février 2020 « Anti-Gaspillage pour une Economie Circulaire » (AGEC) prévoit l'information des consommateurs sur la présence de ces substances dangereuses dans les produits générateurs de déchets, et notamment l'application de la mention « contient une substance extrêmement préoccupante » sur les articles commercialisés.

Actuellement, l'annexe XVII du règlement REACH qui fixe les restrictions de fabrication, de mise sur le marché ou d'usage, réglemente le PFOS, le PFOA, leurs sels et substances apparentées.

[22] https://www.europarl.europa.eu/news/fr/press-room/20250407IPR27704/securite-des-jouets-de-nouvelles-mesures-pour-proteger-la-sante-des-enfants, consulté le 28/04/2025

[23] Substance of Very High Concern

[24] https://echa.europa.eu/fr/registry-of-svhc-intentions/-/dislist/details/0b0236e187714636

Ces substances ont donc été interdites de production ou de mise sur le marché européen depuis 2020. Pour le PFOS et le PFOA, ces dispositions sont maintenant supplantées par les dispositions du règlement n°2019/1021 concernant les POP (polluants organiques persistants), précisées ci-dessous. La restriction REACH s'applique plus généralement aux composés ayant un nombre d'atomes de carbone compris entre 9 et 14 depuis 2023. Pour certains usages, la mise en application est différée (2025 pour les dispositifs médicaux invasifs et implantables).

Le règlement (EU) 2024/2462 interdisant la fabrication, la mise sur le marché et l'utilisation de l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA), de ses sels et des substances apparentées a été notifié le 19 septembre 2024 pour une interdiction en octobre 2024. Il prévoit une interdiction progressive par secteur d'activité (dans les textiles, le cuir, les fourrures et les peaux dans les vêtements (notamment les vêtements d'extérieur comme les vestes de pluie) ; les accessoires connexes (tels que les sacs à main) et les chaussures pour le grand public ; le papier et le carton utilisés comme matériaux destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires ; les mélanges destinés au grand public ; les produits cosmétiques). Concernant les mousses anti-incendies, l'utilisation d'émulseurs contenant plus de 25 ppb de PFHxA ou 1 000 ppb pour la somme des substances apparentées au PFHxA est interdite pour la formation, les essais (à l'exception des essais fonctionnels des systèmes de lutte contre l'incendie), les services publics de lutte contre l'incendie, à l'exception de ceux qui interviennent sur des incendies industriels et à condition que tous les rejets soient contenus.

Enfin, le 13 janvier 2023, cinq États membres (Suède, Norvège, Danemark, Pays-Bas et Allemagne) ont soumis une proposition de restriction à l'ECHA qui concerne la fabrication, la mise sur le marché et l'utilisation des PFAS, y compris les polymères, et qui considère l'ensemble de leurs usages. Cette proposition fait actuellement l'objet d'un examen par l'ECHA et pourrait aboutir à une restriction d'usage et de mise sur le marché de l'ensemble des PFAS en dehors de dérogations ciblées. Le règlement (CE) 850/2004, abrogé par le règlement (UE) 2019/1021 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019, concernant les « POP » issus de la convention internationale de Stockholm (2001), interdit différents composés tels que le PFOS et ses dérivés depuis 2009, le PFOA et ses sels et composés apparentés depuis juillet 2020 et le PFHxS, ses sels et composés apparentés depuis juin 2022. Pour le PFOS et le PFOA, ces dispositions supplantent les dispositions pré-existantes de leur restriction dans le cadre de REACH.

Le règlement (UE) 2022/2400 modifie les annexes IV et V du règlement (UE) 2019/1021 concernant les polluants organiques persistants (POP) en matière de déchets. Il fixe :

- une limite de concentration dans les déchets de 1 $mg.kg^{-1}$ pour le PFOA et ses sels et 40 $mg.kg^{-1}$ pour la somme des « composés apparentés au PFOA » ;
- une limite de concentration dans les déchets de 1 $mg.kg^{-1}$ pour le PFHxS et ses sels et 40 $mg.kg^{-1}$ pour la somme des composés apparentés au PFHxS.

Ce règlement est applicable depuis le 10 juin 2023, avec un abaissement possible des valeurs en 2027.

4.8 Règlement relatif aux emballages et aux déchets d'emballages

À partir du 12 août 2026, le règlement (UE) 2025/40 du Parlement européen et du Conseil du 19 décembre 2024 relatif aux emballages et aux déchets d'emballages, modifiant le règlement (UE) 2019/1020 et la directive (UE) 2019/904, et abrogeant la directive 94/62/CE, interdira la mise sur le marché des emballages alimentaires contenant des PFAS au-delà des seuils suivants :

- 25 ppb ($\mu g.kg^{-1}$) pour tout PFAS mesuré par une analyse ciblée (hors PFAS polymères) ;
- 250 ppb ($\mu g.kg^{-1}$) pour la somme des PFAS, incluant les précurseurs dégradés (hors PFAS polymères) ;

– 50 ppm ($mg.kg^{-1}$) pour les PFAS polymères inclus. Si la teneur totale en fluor dépasse 50 $mg.kg^{-1}$, des preuves analytiques doivent être fournies sur demande.

La Commission européenne doit procéder à une réévaluation avant le 12 août 2030 pour vérifier la nécessité de maintenir ou de modifier ces restrictions et éviter les chevauchements avec d'autres législations (règlements (CE) n° 1935/2004, n° 1907/2006 et (UE) 2019/1021).

4.9 Règlement relatif aux matériaux au contact de l'eau (MCDE)

Des substances fluorées figurent dans la liste positive européenne des substances de départ autorisées pour la fabrication des MCDE organiques qui entrera en application le 31 décembre 2026 (Décision d'exécution (UE) 2024/367 de la Commission du 23 janvier 2024). Cette première liste européenne reprend les substances figurant dans le règlement (UE) n° 10/2011 (MCDA) et les substances autorisées au niveau national pour les MCDE et notifiées à l'ECHA par différents Etats membres, dont la France.

Certaines de ses substances peuvent disposer de restrictions d'usage dans les matériaux organiques : des concentrations maximales tolérables au robinet (MTC_{tap}) et/ou des concentrations maximales tolérables au robinet totales ($MTC(T)_{tap}$) c'est-à-dire une MTC_{tap} exprimée en « Total PFAS » ou exprimée en « Somme PFAS ». Dans la réglementation française actuelle, seules les MTC_{tap}, sont vérifiées lors des essais de migration, les $MTC(T)_{tap}$ ne sont pas vérifiées.

Certaines de ces substances fluorées entrent dans la composition de polymères fluorés (PF) tels que le polyflorure de vinylidène (PVDF) ou le polytétrafluoroéthylène (PTFE), autorisés en France dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (MCDE) et de produits et procédés de traitement de l'eau (P&PTE) car disposant d'une attestation de conformité sanitaire (ACS) ou d'un certificat de conformité aux listes positives (CLP) délivré par un des deux laboratoires habilités.

4.10 Plan d'actions interministériel sur les PFAS

Pour structurer les actions en réponse aux préoccupations grandissantes concernant les impacts des PFAS sur la santé humaine et la biodiversité, une action multisectorielle et intégrative était nécessaire. Aussi un plan d'action interministériel a été défini en 2024[25]. Ce plan d'action interministériel sur les PFAS est piloté par le ministère en charge de l'écologie et le ministère en charge de la santé. Il intègre et se substitue aux actions prévues dans le plan du ministère en charge de l'écologie, publié en janvier 2023, sur ce même sujet (2024.04.05_Plan_PFAS.pdf).

Ce plan d'action est structuré en cinq axes :

- Axe 1 : acquérir des connaissances sur les méthodes de mesures des émissions, sur la dissémination et les expositions
- Axe 2 : améliorer, renforcer la surveillance et mobiliser les données qui en sont issues pour agir
- Axe 3 : réduire les risques liés à l'exposition aux PFAS
- Axe 4 : innover en associant les acteurs économiques et soutenir la recherche
- Axe 5 : informer pour mieux agir.

[25] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/2024.04.05_Plan_PFAS.pdf

4.11 Synthèse des principales réglementations relatives aux PFAS

La Figure 4 synthétise les principales dispositions réglementaires décrites dans ce chapitre pour la famille des PFAS, à l'exception de celles relatives à l'environnement (eaux souterraines, de surface, air, sols, rejets) et de la loi n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées publiée postérieurement à la réalisation de cette figure.

A noter qu'il n'a pas été identifié de valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) pour les PFAS établie par l'Union européenne ou la France. Par contre, l'Allemagne a fixé en 2013, une VME (valeur moyenne d'exposition) à 0,01 $mg.m^{-3}$ pour le PFOS et à 0,005 $mg.m^{-3}$ pour le PFOA.

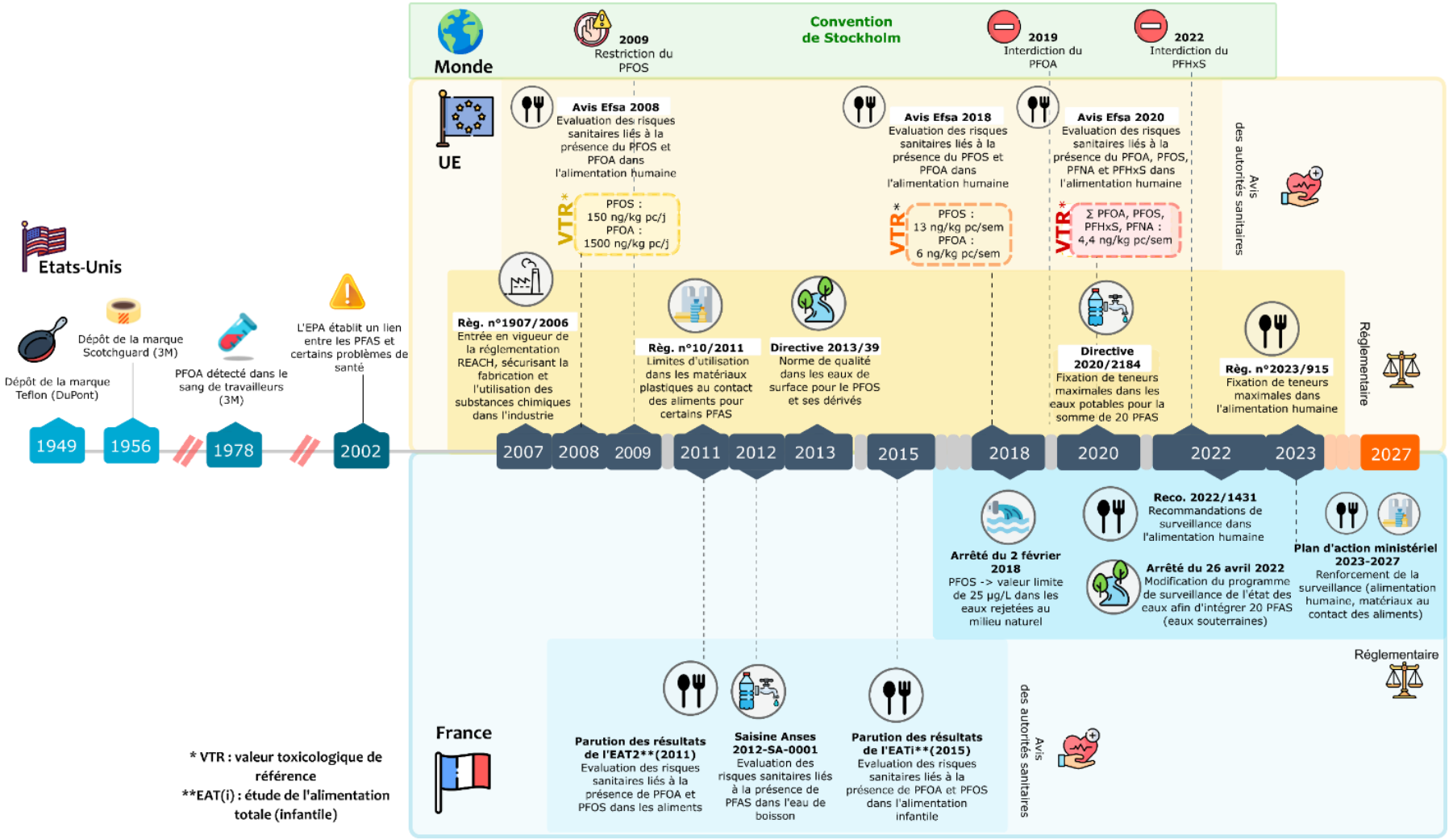


Figure 4. Principales dates relatives à la réglementation des PFAS et l'évaluation des risques sanitaires (Source : Busca)[26]

[26] https://www.plateforme-sca.fr/point_sur/les-pfas-des-molecules-sous-surveillance

5 Méthode de dosage des PFAS

5.1 Principes d'analyse des PFAS

Compte tenu de la grande diversité des propriétés physico-chimiques des PFAS et des connaissances très parcellaires quant à ceux potentiellement présents dans les échantillons, plusieurs types d'analyses des PFAS (ciblées, non ciblées, globales) ont été développés.

Les PFAS sont préalablement extraits par des méthodes d'extraction adaptées à la matrice : extraction par un solvant (assistée par ultrasons ou par liquide sous pression) pour les matrices solides ou extraction sur une phase solide pour les matrices liquides. Pour les eaux, l'injection directe de l'échantillon est possible, selon les performances de sensibilité requises.

Les types d'analyses mises en œuvre sont différents, selon les objectifs à atteindre. On distingue :

- les analyses quantitatives ciblées, permettant de déterminer les concentrations d'une liste pré-établie de molécules, en utilisant des standards analytiques pour la calibration ;
- les analyses non ciblées, permettant, après une analyse non sélective, d'identifier (non quantitativement) les molécules présentes dans l'échantillon sans *a priori* (identification de composés inconnus) ou avec *a priori* (recherche de composés suspects) ;
- les analyses globales qui permettent de quantifier de manière non-sélective des sous-groupes *via* des approches indirectes qui n'apportent pas d'information à l'échelle moléculaire.

5.2 Analyses quantitatives ciblées

Deux grandes techniques d'analyse sont mises en œuvre pour la quantification des PFAS après extraction de différentes matrices, selon la nature des PFAS ciblés.

La chromatographie en phase liquide haute performance (HPLC) couplée à la spectrométrie de masse en tandem (MS/MS) est la technique la plus répandue. L'ionisation des PFAS est généralement réalisée en mode d'ionisation négative par électronébulisation (ESI), le mode positif étant aussi utilisé pour analyser les PFAS cationiques et zwitterioniques.

La chromatographie en phase gazeuse (GC) couplée à la spectrométrie de masse en tandem (MS/MS) est relativement moins utilisée car applicable à un nombre plus restreint de PFAS. Néanmoins, certaines molécules parmi les plus volatiles nécessitent ce type de technique, comme celles appartenant aux groupes chimiques alcools (fluorotélomères alcools), amides ou acrylates.

Les performances des équipements actuels permettent d'atteindre des limites de quantification cohérentes avec les attentes des différentes réglementations et recommandations en vigueur, aussi bien dans les matrices agroalimentaires qu'environnementales complexes.

Ces techniques d'analyse sont éprouvées sur un nombre limité de composés (DeWitt *et al*., 2024). Un récent recensement effectué dans le cadre du programme PARC identifie moins de 300 molécules analysables en considérant l'ensemble des méthodes du domaine environnemental, avec une moyenne de 30 à 50 molécules par méthode.

Des normes existent et d'autres sont en cours de validation, pour un nombre encore plus restreint de PFAS. Par exemple, les travaux en cours du comité européen de standardisation (CEN) couvrent 45 composés dans le projet de norme portant sur les sols, sédiments et boues. La norme NF EN 1789 porte sur 28 composés recherchés dans l'eau potable.

5.3 Analyse non-ciblée par HPLC-HRMS

Le développement des techniques d'analyse quantitative ciblée nécessite que les composés soient préalablement identifiés et que des standards analytiques soient disponibles. Face au grand nombre de PFAS encore méconnus ou pour lesquels il n'existe pas de standards, les méthodes permettant simplement l'identification des molécules présentes dans les échantillons sont pertinentes. Pour cela, les techniques d'analyse non ciblées de spectrométrie de masse à haute résolution (HRMS), basées principalement sur des détecteurs de type quadripolaire à temps de vol (qTOF-MS) et de type Orbitrap, sont utilisées. Ces instruments bénéficient d'une résolution et d'une précision en masse élevées permettant un gain de sélectivité et ainsi l'identification des PFAS dans les matrices complexes.

L'utilisation de la HRMS en mode balayage complet est prédominante pour l'analyse non ciblée. Divers traitements des données analytiques sont ensuite appliqués. Les spectres de masse peuvent être comparés avec des bases de données bibliographiques (approche en mode suspect). Ils peuvent également permettre d'élucider la structure de molécules inconnues, de leurs produits de dégradation ou encore de leurs métabolites.

Entre 2008 et 2018, ces analyses non ciblées ont contribué à l'identification de plus de 700 PFAS appartenant à différentes classes chimiques, dont des fluorotélomères, des substances perfluoroalcanes sulfonamides ou des transformations d'acides perfluoroalkyles carboxyliques ou sulfoniques (Liu et al., 2019).

5.4 Méthodes d'analyses globales

Devant le nombre de composés inclus dans la définition des PFAS, et dans l'objectif de répondre notamment à la prise en compte de tous les PFAS, d'autres types d'analyse sont déployés pour acquérir des informations plus globales.

5.4.1 Les approches indiciaires ciblées par dégradation des précurseurs

Cette première approche consiste à prétraiter les échantillons afin d'induire la dégradation des PFAS présents (précurseurs) en molécules de type acides carboxyliques (PFCA) considérées comme les produits de dégradation ultimes des PFAS. Ces dernières sont ensuite analysées par une technique d'analyse quantitative ciblée (HPLC/MS/MS). Pour le prétraitement, différentes méthodes de digestion ont été développées (oxydation, hydrolyse ou photooxydation). Ces méthodes sont appelées TOP assay pour « Total Oxydizable Precursors ».

Cette approche permet de caractériser la présence de précurseurs d'acides fluoroalkylés par le suivi de leurs produits de transformation, sans pouvoir de fait identifier la molécule initialement présente dans les échantillons. Sa principale limite à l'heure actuelle repose sur l'impossibilité d'évaluer pour tous les PFAS l'efficacité de la digestion et donc la conversion des précurseurs en molécules finales qui seront dosées. Notamment, certains groupes chimiques comme les éthers sont déjà identifiés comme non oxydables et donc exclus de cette méthode.

5.4.2 Les approches indiciaires non ciblées

Ces méthodes reposent principalement sur la détection et la quantification de l'élément fluor par différentes techniques : chromatographie ionique (IC), spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS), résonance magnétique du fluor (19F-RMN), technique d'émission de rayons gamma induite par particules (PIGE), sans distinction de la molécule portant les éléments.

La méthode la plus couramment utilisée est la combustion couplée à la chromatographie ionique (CIC) : l'échantillon (directement ou après extraction sur charbon actif) est brûlé (>900°C), le fluor

gazeux produit est piégé dans un tube d'absorption contenant de l'eau. La concentration en fluor total (sous forme d'ions fluorures) y est ensuite analysée par chromatographie ionique. Dans certains cas, un prétraitement préalable de l'échantillon permet de s'affranchir du fluor inorganique, ou la mesure du fluor inorganique est effectuée en parallèle. Cette dernière permet ainsi d'acquérir l'information sur les composés organiques fluorés présents dans l'échantillon, sans aucune spécificité pour les PFAS. Des molécules d'origine et de structure très diverses sont donc prises en compte dans cette méthode, sans que son exhaustivité n'ait pu être évaluée.

De fait, ces méthodes indiciaires, bien que très informatives, ne permettent néanmoins pas d'identifier et de quantifier les PFAS individuellement, ni exhaustivement. Dans le cas des travaux du GT, elles ont donc été exclues des méthodes d'intérêt.

5.5 Précautions à considérer lors de l'analyse des PFAS

Compte tenu du caractère ubiquiste des PFAS, une attention particulière doit être portée aux contaminations potentielles depuis le prélèvement de l'échantillon jusqu'à son analyse au laboratoire ; cela inclut notamment le matériel utilisé aux différentes étapes et les conditionnements.

Des blancs de procédure analytique associés aux séries d'échantillons sont mis en œuvre afin de démontrer la maîtrise de la contamination du bruit de fond du laboratoire et ainsi éviter les faux positifs. Si la potentielle contamination lors de l'analyse peut être maîtrisée, celles pouvant advenir durant les phases de prélèvements, de conditionnement et de stockage des échantillons en amont sont plus difficiles à déterminer ; cela doit être un point d'attention à prendre en compte lors de l'interprétation des résultats.

Si les PFAS sont généralement considérés comme des polluants persistants, cette propriété est confirmée principalement pour les composés des groupes PFCA (acides perfluorocarboxyliques) et PFSA (acides perfluorosulfoniques). Les précurseurs sont plus facilement dégradés (fluorotélomères par exemple) pour former des produits de transformation stables. Devant le manque d'information spécifique à chaque PFAS et notamment pour ceux peu étudiés, il est possible que les conditions de stockage des échantillons ou le délai entre le prélèvement et l'analyse affectent la stabilité des échantillons, sans que cela ne puisse être évalué par les laboratoires. Les données acquises dans des contextes exploratoires ou en l'absence de précautions rigoureuses suffisantes sont donc à considérer avec précaution.

Les performances analytiques étant en constante évolution, les évolutions des limites de quantification ont été considérées dans l'analyse des données acquises sur la période de recherche (2007-2023) choisie par le GT et décrite dans le chapitre suivant.

6 Sources de données relatives aux PFAS utilisées dans le cadre de la saisine

Afin de réaliser un bilan le plus exhaustif possible et de couvrir l'ensemble des données disponibles, au moment de la réalisation des travaux, sur les PFAS dans l'environnement, les matrices biologiques et les aliments, deux sources de données ont été exploitées : données issues de la littérature et données bancarisées dans des bases de données disponibles à la date de clôture de l'exercice de collecte (septembre 2024).

Tous les jeux de données constitués ont été traités, et qualifiés par le GT en distinguant les contextes de leur acquisition :

(i) des données obtenues à l'issue de campagnes de mesures en réponse à une problématique PFAS identifiée ; qualifiés de « **pression ou contamination en PFAS caractérisée (PCC) »**.

(ii) des données acquises dans différents contextes ou pour répondre aux enjeux réglementaires actuels, *a priori* sans problématique PFAS connue ; qualifiés de « **pression ou contamination en PFAS non caractérisée (PCNC**) ».

La nécessité de distinguer cette caractérisation du contexte est liée à l'exploitation et à l'interprétation des résultats : les niveaux de concentration ou les fréquences de quantification obtenues pouvant être très différents selon le contexte (contamination diffuse *vs* contamination liée à une source connue). Il est donc nécessaire, autant que possible, de discriminer les deux jeux de données.

Cependant pour les compartiments « milieux aquatiques » et « EDCH », les notions de PCC et PCNC n'ont été utilisées que pour les données issues d'articles scientifiques. Les données dites publiques et privées (cf paragraphe 6.2.5) ont été considérées comme PCNC (à l'exception des jeux de données traités séparément) en l'absence d'identification possible.

6.1 Revue systématique de la littérature

Une revue systématique de la littérature a été menée afin de collecter toutes les données de contamination des PFAS.

La revue a porté sur tous les compartiments - denrées alimentaires, milieux aquatiques et EDCH, air, sols, et poussières - ainsi que sur les produits de consommation et sur la biosurveillance humaine. Cette revue a été réalisée à l'aide d'équations de recherche qui combinent une partie commune à tous les compartiments à savoir les parties « substances » et « mesure des niveaux de concentration » et une partie spécifique à chaque compartiment considéré. Pour tous les compartiments, le périmètre de la recherche a porté sur la France et sur la période 2007-2024. Avant 2007, et en cohérence avec les travaux de l'EFSA (2020), les experts ont estimé que les données étaient potentiellement moins robustes en raison des moindres connaissances sur cette famille et de méthodes analytiques moins performantes.

Pour les compartiments air, sols et poussières, les recherches ont été étendues aux pays européens au vu du faible nombre de données disponibles en France. Ainsi, plusieurs équations de recherche ont été utilisées pour identifier les données de contamination en France d'une part, et dans les autres pays européens d'autre part. De plus, l'Anses a consulté des organismes et des laboratoires de recherche français dans l'objectif d'identifier des données de contamination non publiées dans la littérature scientifique ou en cours d'acquisition (Annexe 11).

Pour les produits de consommation, la recherche a été réalisée sans restriction géographique considérant que le marché est mondial, et sur les cinq dernières années (2019-2024) afin de

recenser des produits qui ont des compositions proches de celles présentes sur le marché actuellement.

La recherche bibliographique réalisée pour la biosurveillance étant différente, elle est décrite au paragraphe 6.1.2.4 ci-après.

Les publications portant sur les émissions (comme le suivi de sites industriels, emballages alimentaires, rejets de stations d'épuration et effluents) seront traitées dans la seconde partie de la saisine (Partie 2) (cf. chapitre 1.3.1).

Deux bases de documents bibliographiques ont été consultées : Scopus et Pubmed. La revue systématique de la littérature a été réalisée le 13 novembre 2023 (à l'exception des produits de consommation : en février 2024). Par ailleurs, afin de disposer des publications les plus récentes, cette revue de la littérature a été actualisée le 18 juillet 2024 pour tous les compartiments.

Seuls les articles écrits en français ou en anglais ont été sélectionnés.

Les équations de recherche sont présentées en annexe 4.

6.1.1 Approche commune à tous les compartiments (hors biosurveillance)

À la suite de cette recherche et de la suppression des doublons, des critères d'inclusion et d'exclusion ont été définis en s'inspirant de l'approche PECOTS (*Population, Exposure, Comparison, Outcome, Timing, Settings*) pour chaque compartiment afin d'obtenir une première sélection de publications sur la base du titre et du résumé.

Des critères d'exclusion et d'inclusion communs à tous les compartiments (alimentation, milieux aquatiques et EDCH, air, poussières, sols, produits de consommation) ont été identifiés. Les critères d'exclusion suivants ont été définis par le GT PFAS :

- absence de données quantitatives pour les PFAS ;
- absence de données françaises (sauf produits de consommation) ;
- mention de PFC, non acronyme de PFAS.

Quant aux critères d'inclusion communs à tous les compartiments, ils sont relatifs à :

- la conformité du périmètre de l'article au type de la matrice/compartiment étudié(e) ;
- la présence de données quantifiées pour les PFAS.

Des critères d'éligibilité plus stricts ont ensuite été définis et appliqués après lecture des articles sélectionnés afin de finaliser la liste des données de contamination.

Les critères d'éligibilité suivants ont été appliqués :

- description de la méthode analytique ;

- mention de la limite de détection (LOD) et/ou de la limite de quantification (LOQ) ;

- mention de la date des prélèvements (et/ou analyses) qui doit respecter la temporalité du rapport d'expertise c'est-à-dire avoir été réalisés entre 2007 et juillet 2024.

Enfin, toutes les informations pertinentes contenues dans ces publications ont été saisies dans une base de données dont l'architecture est présentée en annexe 5. Ces étapes sont détaillées ci-dessous pour chaque compartiment.

Les publications couvrant plusieurs compartiments ont été comptabilisées autant de fois que de compartiments considérés.

6.1.2 Approches spécifiques à chaque compartiment

6.1.2.1 Compartiment « Alimentation »

Les critères s'inspirant des critères PECOTS identifiés pour le compartiment « Alimentation » sont définis dans le Tableau 5.

Tableau 5. Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour le compartiment « Alimentation »

Thématique	Critère
Compartiment d'intérêt	Denrées alimentaires
Exposition ciblée	PFAS
Comparateur scénario de référence contre lequel la population exposée est comparée	NC*
Outcome (résultat)	Concentrations mesurées
Temporalité (Périodes de recherche)	2007-juillet 2024
Setting (localisation)	France

*NC : Non concerné

Pour les denrées alimentaires, l'extraction a permis d'identifier 343 articles sur la période de janvier 2007 à juillet 2024 avec la requête présentée en annexe 4. Après suppression des doublons, des critères d'inclusion et d'exclusion spécifiques ont été définis pour sélectionner les articles.

Les critères d'exclusion définis pour la sélection des articles spécifiquement en lien avec le compartiment alimentation sont les suivants :

- article présentant des résultats uniquement pour l'alimentation animale, ne rentrant pas dans le périmètre de la saisine ;
- présence de données de contamination des aliments en France correspondant à celles des EAT françaises ou toute autre base de données disponible, représentant un doublon avec les données extraites du recensement des bases de données (cf paragraphe 6.2.1);
- article présentant des animaux et/ou végétaux exposés aux PFAS en laboratoire.

Le seul critère d'inclusion défini pour la sélection d'articles spécifiques au compartiment alimentation concerne :

- le périmètre relatif aux aliments destinés à la consommation humaine (y compris lait maternel).

L'éligibilité des articles sélectionnés a été appréciée selon les critères suivants :

- présence d'informations sur le nombre d'échantillons analysés ;
- informations sur les sites de prélèvement ;
- présence d'échantillons prélevés en France (origine France ou importés) ;
- type de matrice (aliment) ;
- matrice comestible (si les espèces de poissons ou crustacés non comestibles étaient majoritaires dans l'article et ces données ont été uniquement intégrés dans la revue de la littérature « biote ») ;
- informations sur le type d'échantillons (composites *versus* individuels).

Une double vérification de certaines publications sélectionnées de manière aléatoire a été réalisée.

Au total, sur les 35 références éligibles, 8 articles ont été retenus pour réaliser le recensement des données de contamination française en PFAS dans les aliments.

Les résultats de cette revue systématique de la littérature pour le compartiment « Alimentation » sont présentés sous forme de diagramme de flux dans la Figure 5.

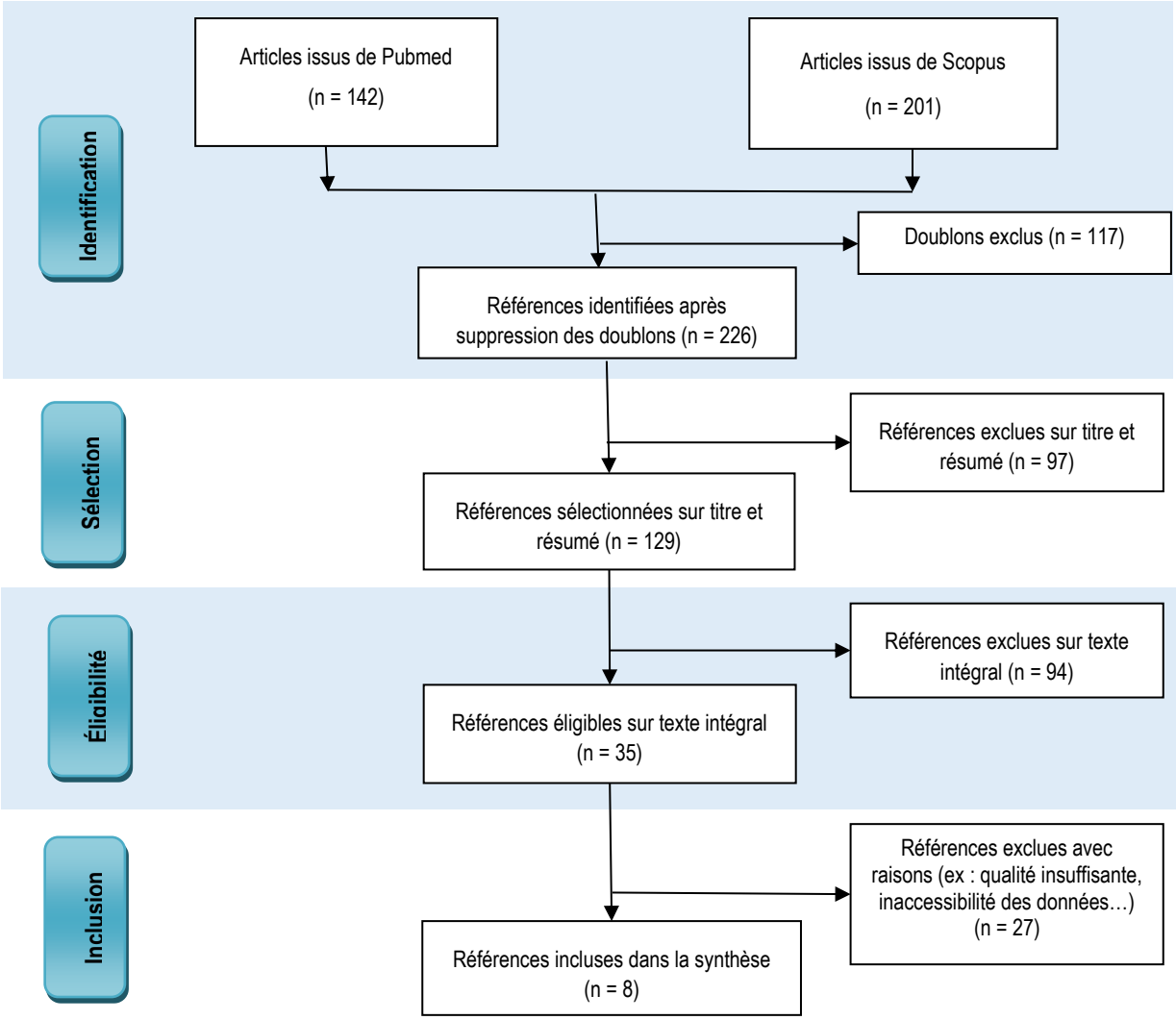


Figure 5. Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par les PFAS dans les denrées alimentaires

6.1.2.2 Compartiment « Air, poussières et sol »

Les critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour les compartiments « air », « poussières » et « sols » sont définis dans le Tableau 1.

Tableau 6. Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour les compartiments « air », « poussières » et « sols »

Thématique	Critère
Compartiment d'intérêt	air, poussières et sols
Exposition ciblée	PFAS dans l'air intérieur (phases gazeuses et/ou particulaires), l'air extérieur (phases gazeuses et/ou particulaires), dans les poussières intérieures, dans les poussières déposées sur les surfaces en extérieur et dans les sols

Thématique	Critère
Comparateur scénario de référence contre lequel la population exposée est comparée	NC*
Outcome (résultat)	Concentrations mesurées
Temporalité (Périodes de recherche)	2007-juillet 2024
Setting (localisation)	France et pays européens

*NC : Non concerné

Il n'a pas été défini de critères d'exclusion et d'inclusion spécifiques pour la sélection des publications (cf. critères généraux).

Des critères d'éligibilité ont été appliqués aux publications sélectionnées :

- période de prélèvement concordant avec les limites temporelles de recueil des données ;
- respect du périmètre géographique (France et pays européens) ;
- précision sur les méthodes de prélèvement ;
- fréquences de détection et/ou de quantification si les LOD et/ou LOQ ne sont pas indiquées.

Pour l'air et les poussières, la requête « France » a permis d'identifier, dans les bases Pubmed et Scopus à partir des requêtes définies en annexe 4, 316 références au total, dont 257 références uniques, auxquelles ont été ajoutées quatre références supplémentaires[27]. Après un premier tri en double lecture sur le titre et le résumé, 12 références ont été sélectionnées. Après lecture du texte intégral, six références ont été retenues comme éligibles. Les résultats de cette revue systématique de la littérature sont présentés sous forme de diagramme de flux sur la Figure 6.

La requête élargie aux données européennes a permis d'identifier, dans les bases Pubmed et Scopus à partir des requêtes définies en annexe 4, 5 701 références au total, dont 4 244 références uniques. Après un premier tri en double lecture sur le titre et le résumé, 260 références ont été sélectionnées. Après lecture du texte intégral, 43 références ont été retenues comme éligibles. Les résultats de cette revue systématique de la littérature sont présentés sous forme de diagramme de flux sur la Figure 7.

[27] Trois des références supplémentaires sont des articles scientifiques. L'un de ces trois articles était connu *a priori* du groupe de travail. Les deux autres articles ont été publiés *a posteriori* par la même équipe de recherche. La quatrième référence correspond à une campagne réalisée par le laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé (LERES) de l'EHESP en 2014 de mesures de PFAS dans les poussières intérieures de six logements et trois écoles (non publiée).

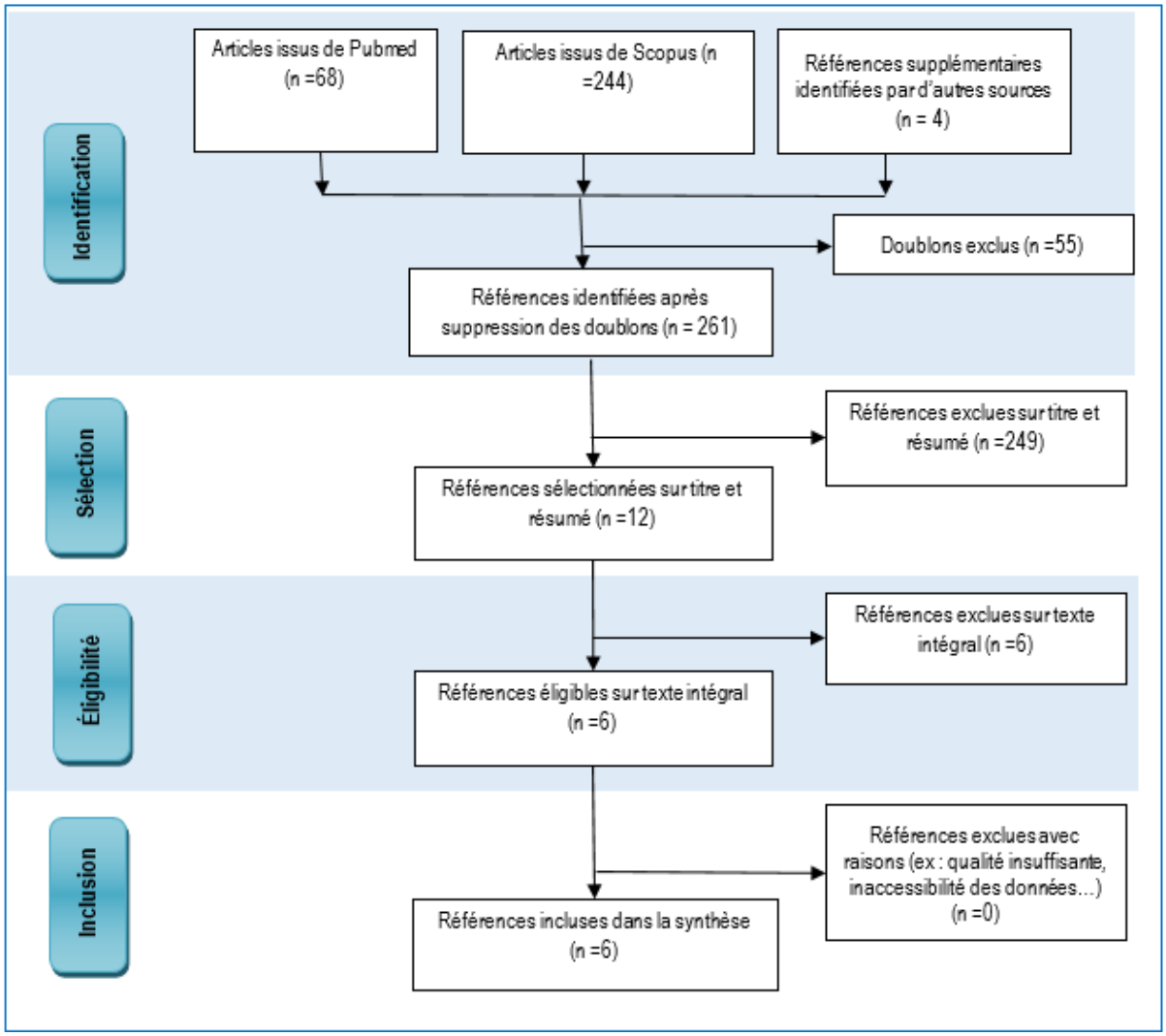


Figure 6 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en France par les PFAS dans les compartiments « air extérieur», « air intérieur » et « poussières intérieures »

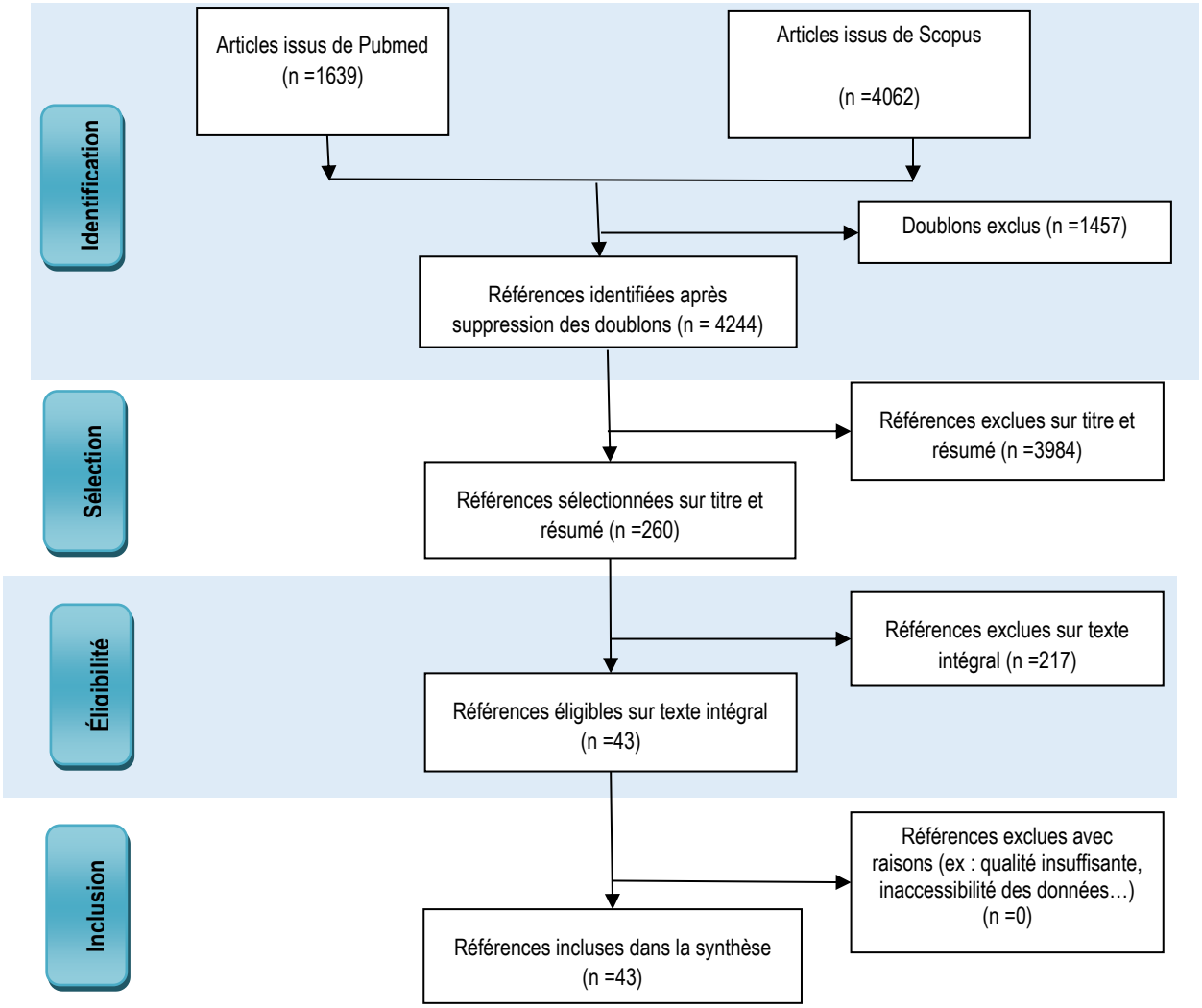


Figure 7 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en Europe par les PFAS dans les compartiments « air extérieur», « air intérieur » et « poussières intérieures »

Pour les sols, la requête France a permis d'identifier, dans les bases Pubmed et Scopus à partir des requêtes définies en annexe 4, 68 références au total, dont 48 références uniques. Après un premier tri en double lecture sur le titre et le résumé, neuf références ont été sélectionnées. Après lecture du texte intégral, quatre références ont été retenues comme éligibles. Les résultats de cette revue systématique de la littérature sont présentés sous forme de diagramme de flux sur la Figure 8.

La requête élargie aux données européennes a permis d'identifier, dans les bases Pubmed et Scopus à partir des requêtes définies en annexe 4, 3830 références au total, dont 2 640 références uniques, auxquelles ont été ajoutées trois références supplémentaires par le groupe de travail. Après un premier tri en double lecture sur le titre et le résumé, 213 références ont été sélectionnées. Après lecture du texte intégral, 13 références ont été retenues comme éligibles. Les résultats de cette revue systématique de la littérature sont présentés sous forme de diagramme de flux sur la Figure 9.

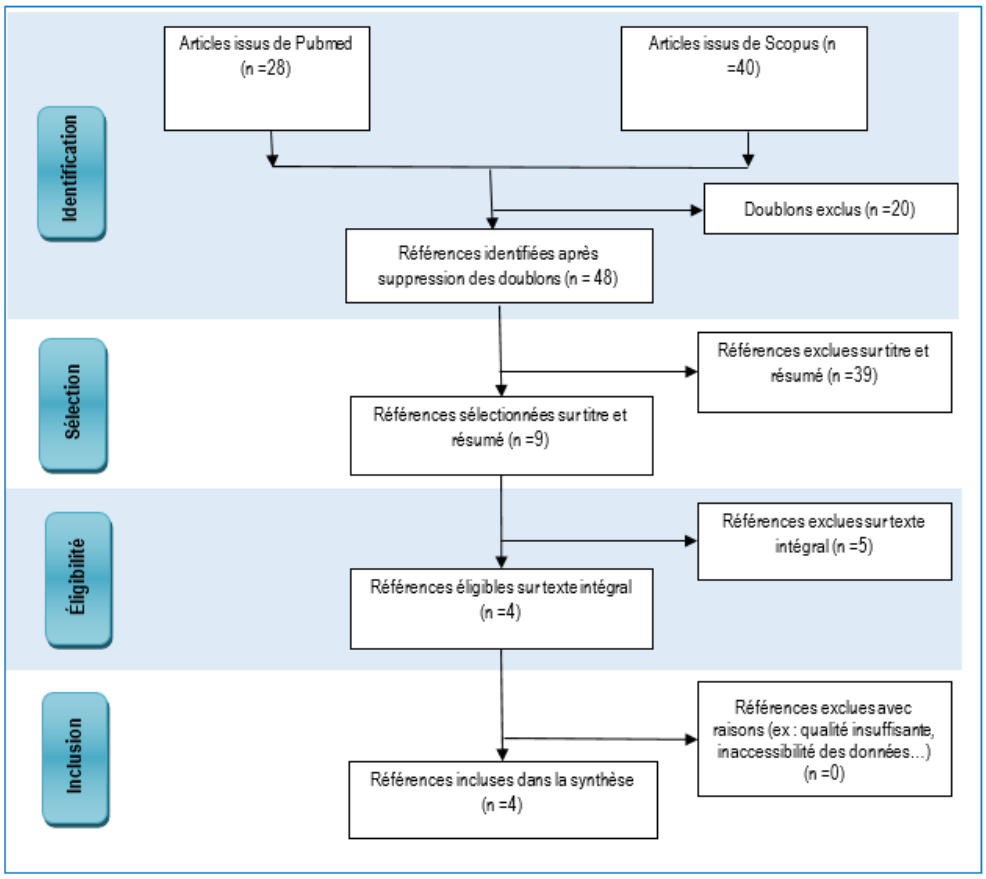


Figure 8 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en France par les PFAS dans le compartiment « sol »

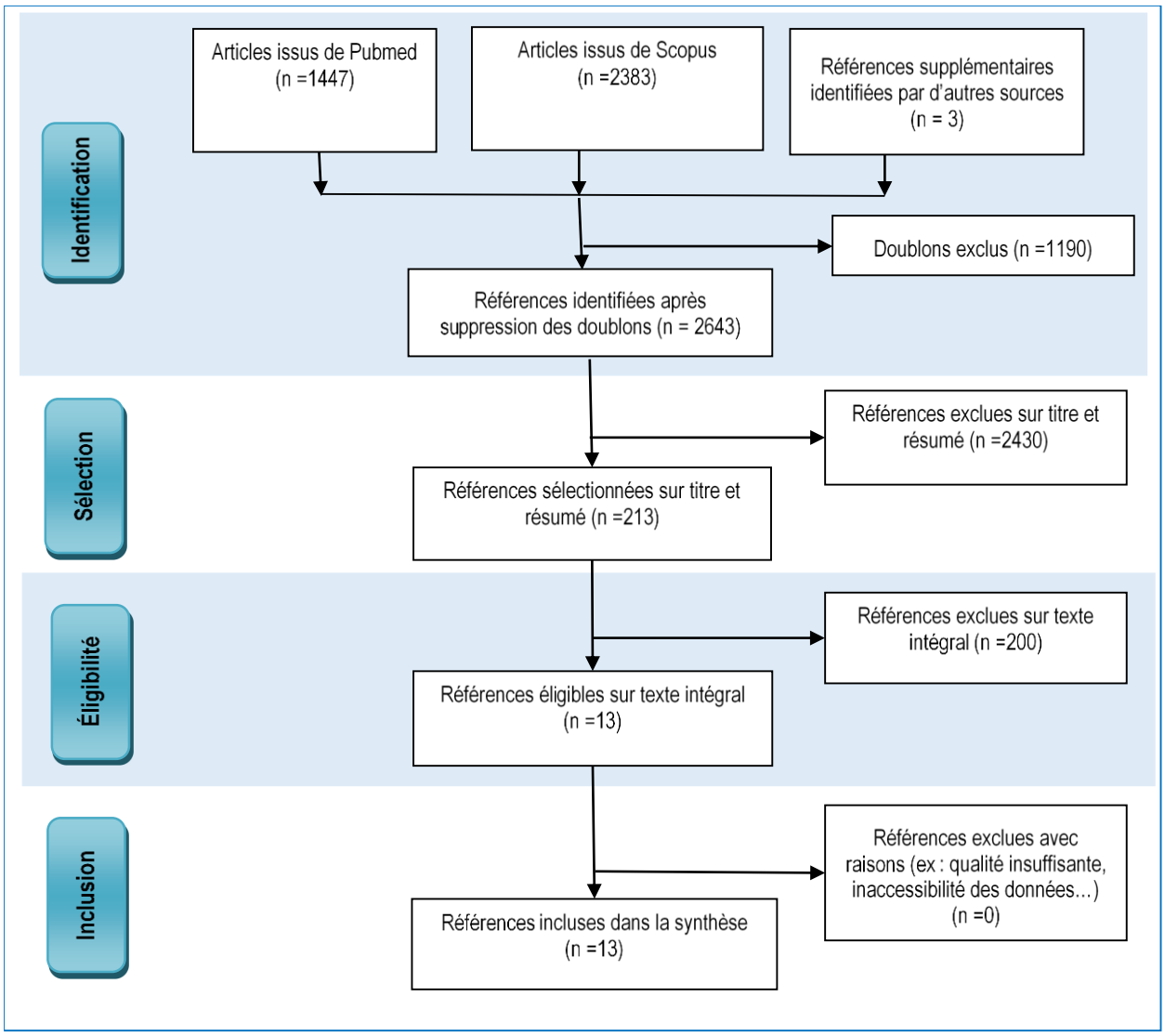


Figure 9 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination en Europe par les PFAS dans le compartiment « sol »

6.1.2.3 Produits de consommation

Les critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour les produits de consommation sont définis dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour les produits de consommation

Thématique	Critère
Compartiment d'intérêt	Produits de consommation
Exposition ciblée	PFAS dans les produits de consommation
Comparateur scénario de référence contre lequel la population exposée est comparée	NC*
Outcome (résultat d'intérêt)	Concentrations mesurées
Temporalité (Périodes de recherche)	2019-juillet 2024
Setting (localisation)	Monde

*NC : Non concerné

Pour rappel, la recherche bibliographique a été réalisée à partir de 2019 sans restriction géographique considérant le fait que le marché est mondial. La revue systématique de la littérature a été conduite sur les cinq dernières années afin de recenser des données sur des produits qui ont des compositions proches de celles présentes actuellement sur le marché.

L'extraction a permis d'identifier 1 068 articles issus de la recherche bibliographique sur Scopus et Pubmed, après suppression des doublons, sur la période de janvier 2019 à juillet 2024 avec la requête présentée en annexe 4 ; auxquels ont été ajoutées 36 références issues d'autres sources telles que la littérature grise.

Les critères d'exclusion définis pour la sélection des articles en lien avec les produits de consommation sont les suivants :

- articles ne présentant pas de données sur les PFAS dans les produits de consommation ;
- articles hors sujet (chimie, environnement (eau, sol, air), usages, biosurveillance, toxicité, présence dans le lait maternel des perfluorés, matériaux et matières premières, produits destinés à des professionnels, etc.) ;
- absence de données quantifiées / détectées sur des PFAS dans les produits de consommation ;
- publications présentant des données sur les PFAS dans les produits de consommation sauf les matériaux en contact des aliments (traités dans la recherche bibliographique sur la matrice « aliments ») et les matériaux de construction (traités ultérieurement dans le volet émissions).

L'éligibilité des articles sélectionnés a été appréciée selon le critère suivant :

- présence de la description de la méthode analytique.

Au total, 33 articles ont été retenus pour recenser les données de concentrations en PFAS retrouvés dans les produits de consommation présents au niveau mondial. Les résultats de cette revue systématique de la littérature sont présentés sous forme de diagramme de flux dans la Figure 10. Les 33 publications sont réparties en quatre sous-catégories en fonction du type de produits de consommation :

- textiles ;
- cosmétiques ;
- produits d'entretien et de bricolage ;
- autres produits : farts de ski, produits en papier, produits d'hygiène absorbants, couches bébé, et autres.

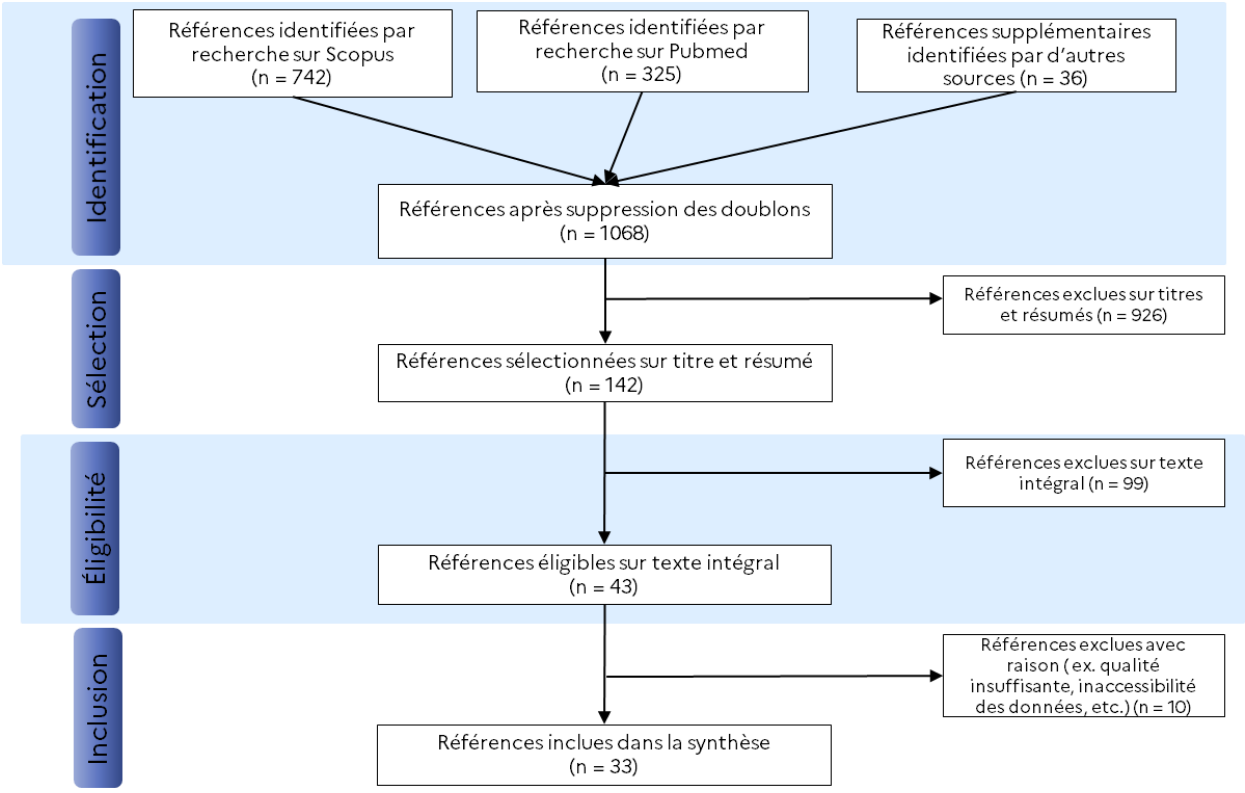


Figure 10 : Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par des PFAS dans les produits de consommation

6.1.2.4 Biosurveillance

6.1.2.4.1 Contribution de Santé publique France (SpF)

Les données bibliographiques sur les résultats de biosurveillance des PFAS ont été actualisées par SpF depuis la parution du rapport de l'étude de santé sur l'environnement, la biosurveillance, l'activité physique et la nutrition (Esteban) en septembre 2019 (Oleko *et al*., 2019). Toutefois, cette synthèse bibliographique n'intègre que des données issues d'enquêtes similaires à Esteban, c'est-à-dire des enquêtes nationales sur un échantillon représentatif de la population générale. Les mots clés utilisés pour mener cette recherche essentiellement *via* PubMed étaient : PFAS, PFOA, PFOS, *perfluoroalkyl substances, human biomonitoring, general population,* HBM4EU.

Les comparaisons avec les données internationales réalisées par SpF dans la synthèse bibliographique ne sont pas discutées dans cette note mais sont disponibles en annexe 2.

6.1.2.4.2 Requête complémentaire réalisée par le GT PFAS

Dans le cadre des travaux présentés dans ce rapport, le GT PFAS a mis à jour la synthèse de SpF en s'appuyant sur le travail de bibliographie réalisé par l'EFSA (2020) qu'il a actualisé, la revue bibliographique de l'Efsa s'arrêtant en octobre 2018.
La requête a ainsi été relancée sur la période d'octobre 2018 à septembre 2024 sur les études de biosurveillance dans la population générale européenne et étendue à la population des travailleurs en élargissant à l'international afin d'augmenter le nombre de publications.

Les critères PECOTS pour le compartiment « biosurveillance » sont définis dans le Tableau 8.

L'équation de recherche est présentée en annexe 4.

Tableau 8. Critères PECOTS définis pour le compartiment « biosurveillance »

Thématique	Critère
Population (ou sujets étudiés)	Population générale, professionnels
Exposition ciblée	Mesure des PFAS dans le sang, le sérum et les urines
Comparateur scénario de référence contre lequel la population exposée est comparée	NC*
Outcome (résultat)	Concentrations mesurées dans les matrices d'intérêt
Temporalité (Périodes de recherche)	2018-2024
Setting (localisation)	Europe pour la population générale, Monde pour la population des travailleurs

*NC : Non concerné

L'extraction a permis d'identifier 5641 articles sur la période d'octobre 2018 à septembre 2024 avec la requête présentée en annexe 4.

Le nombre très important d'articles a nécessité un traitement spécifique. À partir des publications issues de Scopus et Pubmed, la suppression des doublons a été réalisée sur le logiciel de gestion bibliographique Zotero (version 6.0.36).

À l'issue de cette étape, 3343 articles étaient disponibles pour une nouvelle recherche par mots clés sur Zotero décrite en annexe 4, donnant lieu à une sélection de 280 publications relatives à la biosurveillance pour la population générale et 98 publications pour la population professionnelle.

6.1.2.4.2.1 Population générale

Les critères d'exclusion définis pour la sélection des articles en lien avec la biosurveillance sont les suivants :

- résultats pour des matrices autres que le sang, sérum et urines ;
- absence de données européennes de biosurveillance ;
- données correspondant à celles d'études françaises déjà prises en compte dans la note de SpF ;
- résultats d'expérimentations animales ;
- article présentant des résultats chez les travailleurs. Dans ce cas, la publication a été analysée dans la partie exposition professionnelle.

Le seul critère d'inclusion défini pour la sélection des articles en lien avec la biosurveillance est le suivant :

- le type de matrices (sérum, sang, urines) au regard des matrices sélectionnées par le GT PFAS.

L'éligibilité des articles sélectionnés a été appréciée selon le critère suivant :

- présence d'informations sur le nombre d'individus et le nombre d'échantillons analysés.

Au total, 19 articles ont été retenus pour le recensement des données européennes de biosurveillance dans la population générale (sang). Une seule publication présentait des résultats dans les urines et n'a donc pas été traitée.

6.1.2.4.2.2 Population professionnelle

Les critères d'exclusion définis pour la sélection des articles en lien avec la biosurveillance en milieu professionnel sont les suivants :

- article présentant des résultats pour des matrices autres que le sang, sérum et urines ;
- résultats expérimentaux sur animaux exposés aux PFAS en laboratoire ;
- résultats dans la population générale. Dans ce cas, la publication a été analysée dans la partie biosurveillance dans la population générale.

Le seul critère d'inclusion défini pour la sélection des articles en lien avec la biosurveillance, est le suivant :

- le type de matrices (sérum, sang, urines) au regard des matrices sélectionnées par le GT PFAS.

L'éligibilité des articles sélectionnés a été appréciée selon les critères suivants :

- présence d'informations sur le nombre d'individus et le nombre d'échantillons analysés ;
- type de matrice (sérum, sang, urines).

Au total, 11 articles ont été retenus pour le recensement des données mondiales de biosurveillance dans la population des travailleurs.

6.1.2.5 Compartiments « Milieux aquatiques et EDCH »

Les critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour les sous-compartiments « eaux[28] », « sédiments » et « biote[29] » sont indiqués dans le Tableau 9.

Tableau 9. Critères s'inspirant des critères PECOTS définis pour le compartiment « Milieux aquatiques et EDCH »

Thématique	Critère
Compartiment d'intérêt	Milieux aquatiques et EDCH
Exposition ciblée	PFAS
Comparateur scénario de référence contre lequel la population exposée est comparée	NC*
Outcome (résultat)	Concentrations mesurées
Temporalité (périodes de recherche)	2007- juillet 2024
Setting (localisation)	France

*NC : Non concerné

[28] Cela inclut les eaux environnementales et les EDCH.
[29] organismes aquatiques

Pour le compartiment « milieux aquatiques et EDCH », l'extraction a permis d'identifier 2 596 articles sur la période de janvier 2007 à juillet 2024 avec la requête présentée en annexe 4 (1 456 pour eaux et sédiments et 1 140 pour biote).

Au total, 41 articles (18 pour le biote et 23 pour les eaux et les sédiments) sont inclus pour la réalisation du bilan des contaminations françaises en PFAS dans les compartiments « milieux aquatiques et EDCH ».

Les résultats de cette revue systématique de la littérature pour les sous-compartiments « Eaux et sédiments » sont présentés sous forme de diagramme de flux dans la Figure 11 et les résultats pour le sous-compartiment « biote » sont présentés dans la Figure 12.

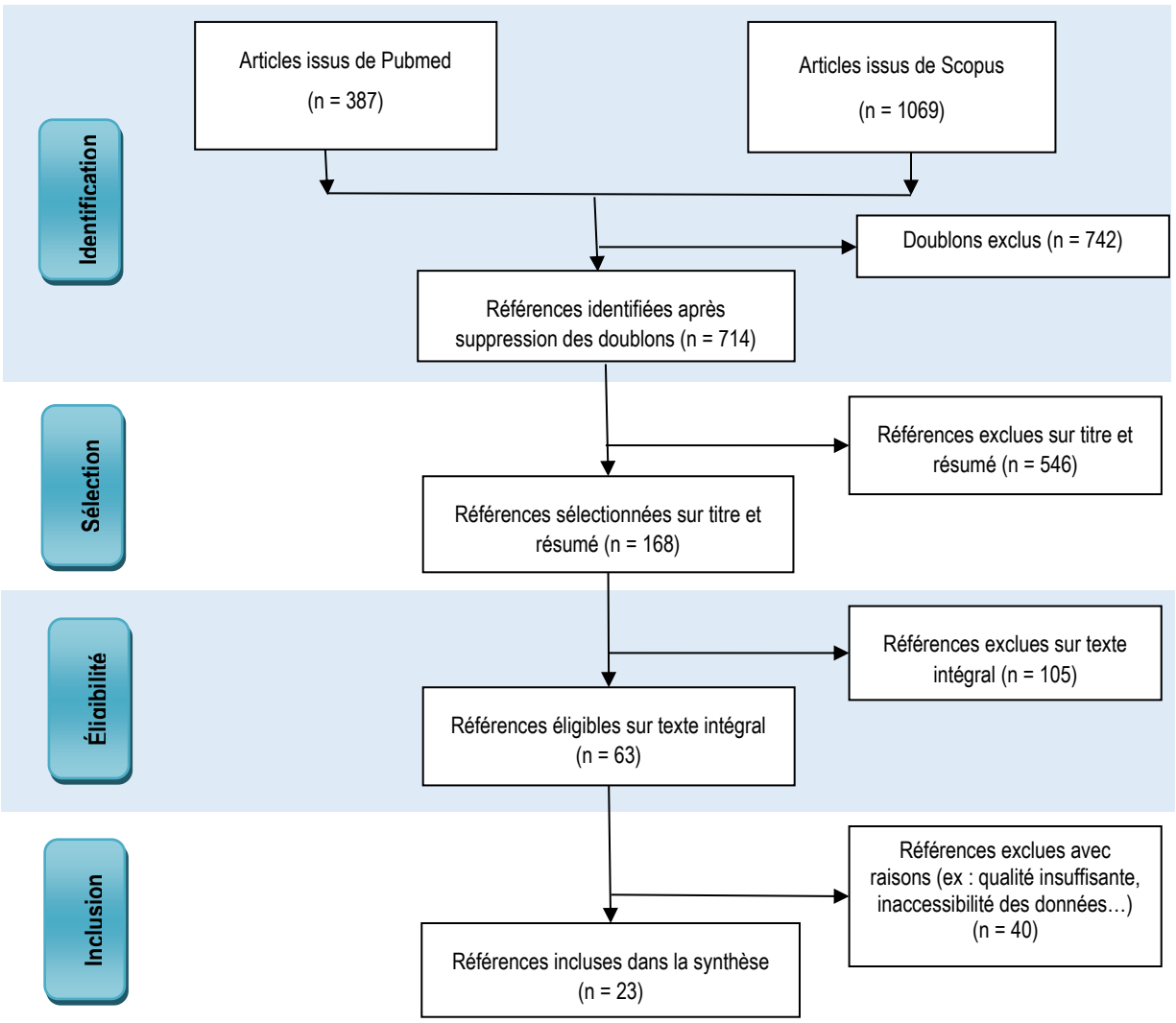


Figure 11. Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par les PFAS dans les sous-compartiments « eaux et sédiments » des milieux aquatiques et EDCH

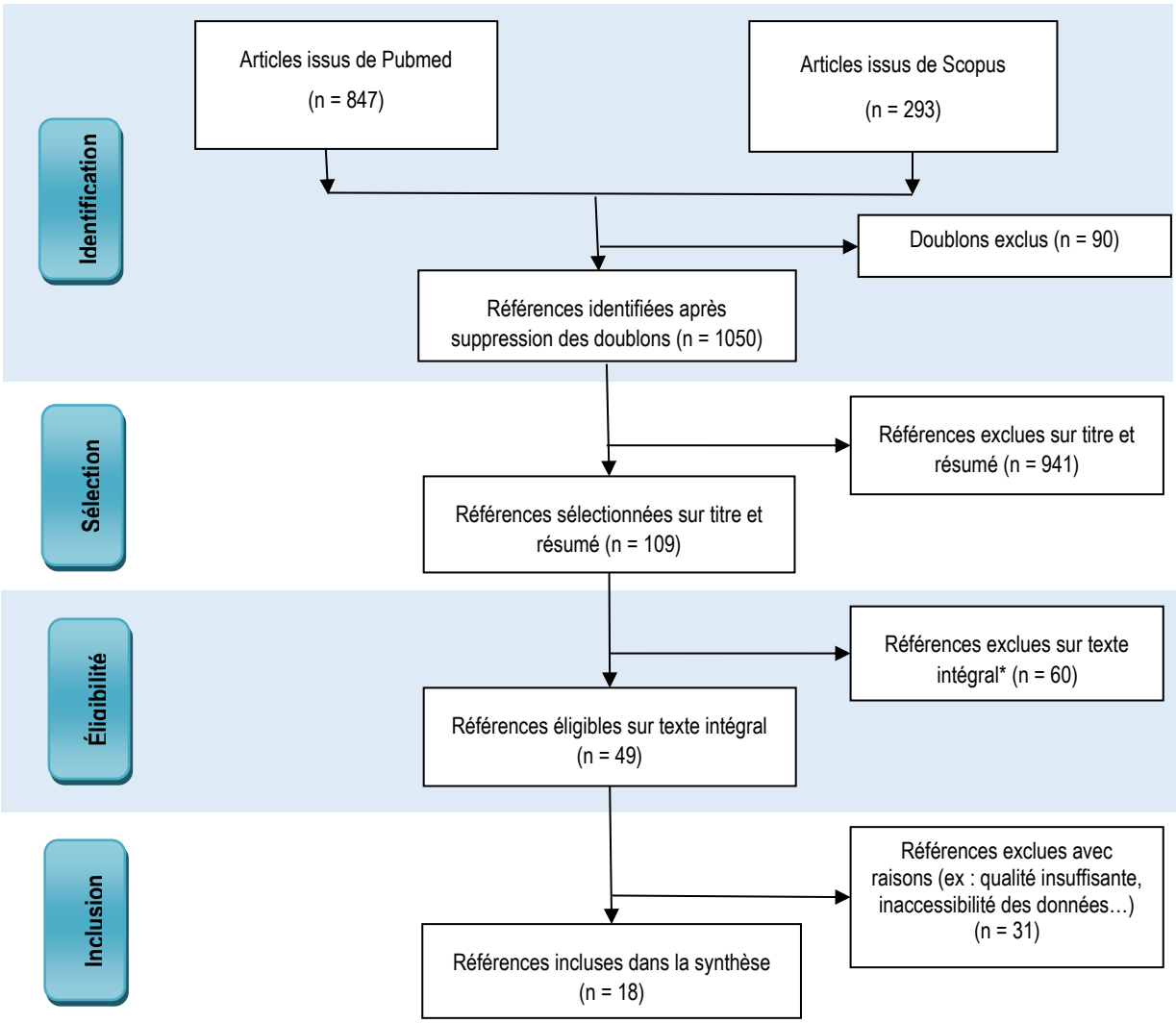


Figure 12. Diagramme de flux relatif à la recherche bibliographique sur les données de contamination par les PFAS dans le sous-compartiment « biote » des milieux aquatiques et EDCH

6.2 Bases de données relatives aux niveaux de concentration des PFAS dans les compartiments considérés

Différentes bases de données ont été exploitées. Ces bases, provenant de sources différentes selon les compartiments, ont nécessité la sollicitation de divers organismes, qui seront cités pour chaque compartiment.

Des données portant sur les émissions (suivi de sites industriels, emballages alimentaires, rejets de stations d'épuration et effluents, etc.) ont été identifiées (Gidaf, RSDE) et seront considérées dans la seconde partie de la saisine (Partie 2), séparément des données environnementales.

Étant donné le travail de retraitement nécessaire, le GT PFAS s'est fixé une date limite de collecte des données (septembre 2024) afin de pouvoir les traiter avant la date de remise du rapport. Certaines données, reçues après la limite de réception ou en cours d'acquisition n'ont, de ce fait, pas été intégrées aux travaux pour ce rapport.

6.2.1 Alimentation

L'unité de l'évaluation des risques liés aux aliments (UERALIM) a sollicité l'unité Observatoire des aliments (UOA) de l'Anses (Direction de l'Evaluation des Risques) afin d'obtenir une extraction des données relatives aux concentrations en composés PFAS dans toutes les denrées alimentaires disponibles à date dans la base de données Contamine.

La base de données Contamine recense l'ensemble des résultats d'analyse des PSPC pilotés par la DGAL et la DGCCRF et transmis annuellement à l'Anses. Ces données visent à vérifier la conformité des denrées mises sur le marché français.

Deux jeux de données complémentaires ont été intégrés à la base de données Contamine pour les besoins de la saisine :

- données PFAS de la DGAL datant de 2011 (œufs, lait et autres denrées alimentaires d'origine animale) ;
- données produites par les directions régionales de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt (DRAAF) et directions départementales de la protection des populations (DDPP) de la région Auvergne-Rhône-Alpes pour les années 2022 et 2023 (œufs et végétaux) ;

En plus des données PSPC recensées dans la base de données Contamine, d'autres jeux de données ont été pris en compte pour réaliser le bilan :

- deux jeux de données du Réseau d'Observatoire de la Contamination CHimique du littoral ROCCH (IFREMER) de 2010 à 2016 et 2023 (mollusques) ;
- données de l'étude de l'alimentation totale infantile (EATi) (Anses, 2016) ;
- données de l'étude de la troisième étude de l'alimentation totale infantile (EAT3) (Anses, travaux en cours, non publiés) ;
- données issues du plan de surveillance renforcé relatif à l'incendie de Lubrizol (2020-2021) (Anses, 2024).

Par ailleurs, un appel à données a été réalisé auprès :

- des agences régionales de santé (ARS) : des données étaient disponibles pour les ARS Auvergne-Rhône Alpes, Hauts de France et Grand Est ;
- des fédérations et associations d'industriels de l'agroalimentaire et des distributeurs : des données provenant de mesures réalisées sur des matrices alimentaires ont été transmises par la Fédération du Commerce et de la Distribution (FCD), la Confédération des Industries de Traitement des Produits des Pêches Maritimes (CITPPM) et PME et ETI de l'alimentation (PactAlim).

6.2.2 Air, poussières et sols

Afin de collecter des données de contamination de ces compartiments par les PFAS, l'Anses a consulté des organismes et de laboratoires de recherche français dans l'objectif d'identifier des données de contamination non publiées dans la littérature scientifique ou en cours d'acquisition (Annexe 11).

Il n'a pas été identifié de base de données documentant des résultats de mesure des PFAS dans l'air et les poussières en France. Il n'a pas été identifié de base de données sur les résultats de mesure d'exposition professionnelle aux PFAS *via* l'air.

Une base de données présentant des résultats de mesure des PFAS dans les sols a été transmise à l'Anses par l'ARS Auvergne Rhône Alpes (AURA).

6.2.3 Produits de consommation

Il n'a pas été identifié de base de données documentant des résultats de mesure des PFAS dans les produits de consommation.

Afin de collecter des données de contamination des produits de consommation par les PFAS, l'Anses a sollicité des fédérations professionnelles et groupements dans différents secteurs :

- le secteur des cosmétiques et des produits d'hygiène : Cosmetics Europe, l'association des PME de la filière cosmétique COSMED, la fédération des entreprises de la beauté FEBEA, Group'Hygiène ;
- le secteur du textile : fédération de la maille, de la lingerie et du balnéaire ;
- autres secteurs : groupement des marques d'appareils pour la maison Gifam, la fédération des jouets et de la puériculture (FJP), la fédération hygiène et entretien responsable (FHER), la fédération des industries électriques, électroniques et de communication (FIEEC), l'union sport et cycle, la fédération des industries des peintures, encres, couleurs, colles et adhésifs, résines (FIPEC) ;
- multi-secteurs : la fédération du commerce et de la distribution (FCD).

Toutes les fédérations sauf la FIEEC, la fédération de la maille, de la lingerie et du balnéaire et l'union sport et cycle ont répondu à la sollicitation de l'Anses. Certaines d'entre elles ont transmis des données de concentration de PFAS dans différents produits de consommation (FCD, FEBEA) dans le respect des dispositions de l'article L.1313-3 du Code de la santé publique.

6.2.4 Biosurveillance

Au total, les PFAS suivants ont été analysés dans le volet périnatal (femmes enceintes) de l'étude Elfe et pour les populations enfants et adultes de l'étude Esteban (Annexe 2) : PFOA, PFPA, PFNA, PFBA, PFDA, PFHxA, PFHpA, PFUnDA, PFHpS, PFHxS, PFDS, PFBS, PFOS et PFOSA.

Dans le cadre du volet périnatal, cinq biomarqueurs des composés PFAS ont représenté 80 % de l'imprégnation totale des femmes aux PFAS mesurés, à savoir PFOA, PFOS, PHxS, PFNA et PFDA. Chez les adultes de l'étude Esteban, les PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFHxS et PFOS étaient les PFAS les plus quantifiés (pourcentage de quantification supérieur ou égale à 60 %).

Les femmes ayant accouché en 2011 (volet périnatal) et les enfants de l'étude Esteban constituaient des échantillons d'effectifs trop faibles pour que les résultats soient représentatifs de la population française. Étant donné la taille réduite de l'échantillon, aucune recherche de déterminants de l'exposition n'a été réalisée pour ces deux groupes. Par contre, les déterminants de l'exposition ont été recherchés pour les PFAS les plus quantifiés chez les adultes de l'étude Esteban qui ont pu être extrapolés à l'échelle nationale. Tous les résultats sont disponibles dans le rapport publié sur le site internet de Santé Publique France (Oleko et al., 2019).

Au niveau français, dans les suites de l'étude Esteban, une nouvelle étude nommée Albane a été lancée en septembre 2024 par SpF et l'Anses[30] et constituera le volet français de la biosurveillance européenne menée sous l'égide du projet européen PARC. Il est prévu d'échantillonner 2000 adultes et 1000 enfants, âgés de 3 à 79 ans, sur des cycles de deux ans. Le premier cycle va débuter en 2025.

6.2.5 Milieux aquatiques et EDCH

Plusieurs organismes et structures ont été sollicités par l'Anses pour fournir des données sur les PFAS.

Parmi ces organismes, une distinction a été opérée entre les données issues d'établissements publics (données publiques) et les données regroupant les données fournies ou produites par des organismes privés (industriels ou associations) (données privées).

Données dites publiques :

- Réseau de Surveillance Prospective (OFB, Agences, MTE)[31] :

[30] Santé des populations : 1re phase de l'enquête Albane | Santé publique France
[31] Contamination des eaux, des milieux, et priorisation des polluants | Le portail technique de l'OFB

- Campagnes prospectives « Emergents nationaux » (EMNAT) 2011-2012 et 2018 : recherche des polluants organiques dans les eaux superficielles continentales et les sédiments. Ces données sont bancarisées dans Suprema ou ont été transmises par le Laboratoire Environnements et Paléo environnements Océaniques et Continentaux (EPOC) ;
- Campagne DEMO 2017 ; il n'y a pas de donnée sur les PFAS ;
- Jeux de données issues de l'action 38 du plan micropolluants et du lot B du réseau de surveillance prospective. L'action 38 est un projet de recherche exploratoire portant sur l'accumulation du PFOS et du PFOA dans les sédiments, les poissons et invertébrés d'eau douce (INRAE, OFB).

- Le système d'information Quadrige de l'Ifremer : données issues de la campagne ROCCHSED (2023). Les données des campagnes précédentes (2010 à 2022) ont été extraites et incluses ;
- Le portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines (ADES) : données extraites entre 2007 et 2024 ;
- Le portail Naïades, permettant l'accès aux données concernant les eaux de surface continentales, collectées par les agences de l'eau, les offices de l'eau, les DREAL, l'OFB et autres opérateurs publics, extraites entre 2007 et 2024 ;
- La DGS pour l'accès à la base SISE-Eaux contenant des données sur les EDCH, les eaux de distribution, de captage et les eaux minérales naturelles. Une demande a également été faite pour la base SISE-Baignades (contenant des données sur les paramètres de qualité des eaux de baignades - mer, lac, rivière, piscines, spa) dans laquelle aucune donnée de PFAS n'est renseignée ; Les données extraites ont été produites entre 2007 et 2024 ;
- Les ARS ont été sollicitées par la DGS pour obtenir des données complémentaires qui ne seraient pas disponibles dans SISE-EAUX. L'ARS Auvergne Rhône Alpes (AuRA) a transmis des données relatives à des eaux d'irrigation ;
- Anses : études d'alimentation totale (EAT 2 et 3) et campagnes nationales d'occurrence des PFAS dans les EDCH (2011 et 2018) menées par le laboratoire d'hydrologie de Nancy (LHN), incluant des eaux conditionnées (jeux LHN 2018 et EAT 3). La campagne exploratoire sur les EDCH en cours par le LHN n'a pas pu être prise en compte car encore en cours d'acquisition des données ;
- La DGPR a transmis les données acquises entre juin 2023 et juillet 2024 concernant des émissions (rejets) (non utilisées pour le bilan) et des données dans les milieux en amont des rejets, bancarisées dans l'outil de Gestion Informatisée des Données de l'Auto-surveillance Fréquente (Gidaf).

Données transmises par des acteurs privés :

- La fédération professionnelle des entreprises de l'eau (FP2E) a sollicité ses adhérents pour fournir des données à l'Anses. Ces jeux de données sont anonymisés dans le bilan. La FP2E a également été auditionnée par des experts du GT PFAS et du CES « EAUX » ;
- La fédération nationale des collectivités concédantes et des régies (FNCCR) a été sollicitée mais aucune donnée n'a été reçue de ses adhérents. La FNCCR a également été auditionnée par des experts du GT PFAS et du CES « EAUX » ;
- Les données de l'association Générations Futures du rapport datant de février 2024.

Certains jeux de données ont été anonymisés à la demande des organismes qui les ont fournis.

Jeux de données traités séparément :

Quatre jeux de données ont été traités séparément et n'ont pas fait l'objet d'un bilan statistique complet car ils ne répondaient pas aux critères d'inclusion définies par le GT PFAS. Ils sont cependant cités dans le bilan (cf. chapitres 7.3.5.1.1.3.1, 7.3.5.2.4 et 7.3.6.1.1.3).

7 Bilan des niveaux de concentration des PFAS dans les différents compartiments

7.1 Traitement et présentation des données

L'information sur la contamination par les PFAS dans les différents compartiments provient des données « publiques » et des données « privées » citées dans la partie 6 , auxquelles s'ajoutent les données issues des articles scientifiques. Il est alors possible de regrouper les données selon trois catégories:

- des mesures obtenues sur des échantillons individuels ;
- des mesures obtenues sur des échantillons composites ;
- des données agrégées (moyennes).

Dans un premier temps, le format des données a été homogénéisé (notamment en terme d'unités, identification des molécules, nomenclature des matrices) en vue de leur exploitation.

7.1.1 Données prises en compte

7.1.1.1 Mesures sur échantillons individuels

Les données individuelles correspondent soit à un résultat numérique traduisant une concentration quantifiée, soit à un résultat non quantifié, associé à la valeur numérique de la ou des limite(s) analytique(s) correspondante(s). Les autres types de données avec un résultat tel que « <seuil » ou « N.M. » (pour non mesuré) sont considérés comme non exploitables ; ils n'ont pas été inclus dans les analyses statistiques, sauf pour les produits de consommation.

Pour les bases de données, lorsque les valeurs numériques des limites analytiques n'étaient pas disponibles pour tout un jeu de données, celui-ci n'a pas été combiné aux autres jeux de données et a fait l'objet d'un traitement à part.

7.1.1.2 Mesures sur échantillons composites

Pour certains jeux de données (par exemple les EAT ou certaines publications scientifiques), les analyses ont été réalisées sur des échantillons composites. Un échantillon composite est un mélange de plusieurs sous-échantillons. Dans le cas du compartiment « Alimentation », ces échantillons peuvent être prélevés dans différents lieux géographiques et d'approvisionnements à différentes périodes.

À cet échantillon composite correspond un résultat analytique représentant la contamination moyenne des sous-échantillons constituant l'échantillon composite. Afin d'intégrer ces données, les résultats analytiques moyens ont été pondérés[32] par le nombre de sous-échantillons qui composent l'échantillon composite analysé.

Pour la surveillance des milieux aquatiques, une certaine homogénéité dans le site de prélèvement est recherchée. Pour les poissons, la pondération a été faite selon les informations fournies (ou en considérant les règles de la surveillance réglementaire). Pour les gammares, aucune pondération n'a été faite car il a été considéré qu'il y a un nombre d'individus équivalent dans chaque lot.

[32] Dans le bilan, la moyenne est répétée un nombre de fois équivalent au nombre d'échantillons constituant l'échantillon composite.

7.1.1.3 Données agrégées

Pour certains compartiments, comme « l'air », le « sol », les « poussières », les « produits de consommation » et la « biosurveillance » pour lesquels le bilan de contamination s'appuie quasi exclusivement sur des données de la littérature, une partie des articles identifiés ne fournit que des données agrégées. Quand le traitement des données censurées n'est pas précisé dans l'article, par défaut, il a été fait l'hypothèse que les statistiques descriptives présentées dans l'article ont été calculées à partir des seules données quantifiées.

Pour être intégrés au bilan de contamination, les articles présentant des données agrégées doivent fournir au minimum la moyenne arithmétique. Dans le cas contraire, l'étude n'a pas été retenue[33].

Pour la biosurveillance, ce traitement n'a pas été réalisé pour rester homogène avec les travaux de l'EFSA (2020).

7.1.1.4 Combinaison des jeux de données

Les données agrégées et les données provenant d'échantillons composites ont ensuite été combinées aux données individuelles en pondérant la moyenne par le nombre d'échantillons quantifiés et en considérant les différentes hypothèses de censure proposées dans la section 7.1.3 pour les échantillons non-quantifiés ou censurés. Une distribution de contamination est alors établie à partir de l'ensemble des données agrégées et individuelles. Cette distribution représente la variabilité des contaminations dans les différents milieux. Cependant, il convient de souligner que la distribution obtenue par cette approche est très influencée par les moyennes, et représente davantage la variabilité des moyennes que la variabilité des données individuelles.

Cas particuliers :

Pour les compartiments « air/sol/poussière » et les « produits de consommation » le nombre de données disponibles étant limité, toutes les données de la littérature ont été retenues pour faire un bilan qualitatif des occurrences (c'est-à-dire le nombre de fois où une substance est recherchée, détectée et quantifiée). En revanche pour réaliser le bilan quantifié des concentrations, la sélection des données s'est faite comme décrit ci-dessus.

7.1.2 Identification des valeurs aberrantes

Pour les jeux de données très volumineux, la vérification systématique de chaque résultat n'est pas réalisable. Toutefois, une attention a été portée aux données aberrantes qui ont été traitées en fonction du compartiment et du volume de données concernés pour les compartiments « alimentation » et « milieux aquatiques et ECDH ». Aucun traitement particulier n'a été nécessaire pour les autres compartiments.

7.1.2.1 Compartiment « Alimentation »

Afin d'identifier les valeurs aberrantes, le GT PFAS a calculé le ratio « maximum/P95 ». Si ce ratio était d'un ordre de grandeur très différent des autres, un retour aux données concernées a été effectué afin de juger de leur qualité et les supprimer le cas échéant. Ainsi, deux résultats produits à partir de deux échantillons de poissons ont été supprimés car le ratio entre le maximum et le P95 était supérieur à 50.

[33] A l'exception d'une étude pour le compartiment « air » et de 1 étude pour les « produits de consommation » pour laquelle seule la moyenne géométrique était fournie. Ces études ont été intégrées dans le bilan de contamination après avoir vérifié que la valeur fournie était du même ordre de grandeur que les moyennes arithmétiques calculées dans les autres études.

7.1.2.2 Compartiments « milieux aquatiques et EDCH »

Quelques principes généraux ont été appliqués à l'ensemble des jeux de données très volumineux :

- les concentrations quantifiées et les limites de quantification inférieures à une borne minimale en-dessous de laquelle les experts ont estimé que la donnée était peu vraisemblable (probablement liée à une erreur d'unité lors de l'enregistrement) ont été écartées. Ces bornes inférieures ont été fixées :
  - pour la matrice « eau » à 0,01 ng.L^{-1} pour le PFOS (celui-ci faisant l'objet d'une surveillance depuis 2013, le GT PFAS a considéré que les performances pouvaient être meilleures pour cette substance) et à 0,02 ng.L^{-1} pour les autres PFAS,
  - pour les matrices « sédiments » et « biote »: il n'a pas été nécessaire de fixer de bornes minimales, les teneurs quantifiées et les limites de quantification minimales ayant toutes été jugées plausibles par les experts ;
- les résultats non quantifiés associés à une limite de quantification supérieure à une borne maximale au-dessus de laquelle les experts ont estimé que la donnée était peu informative, et affecterait les scénarios de substitution, ont été écartés. Ces bornes supérieures ont été fixées :
  - pour la matrice « eau » à 1 000 ng.L^{-1} sauf pour les données des PFAS ultra-courts (TFA, TFMS) pour lesquels aucune borne n'a été fixée,
  - pour la matrice « sédiment » à 50 ng.g^{-1} de matière sèche,
  - pour la matrice « biote » à 1 ng.g^{-1} de poids frais. L'ensemble des teneurs quantifiées maximales ont toutes été conservées à une exception près[34].

L'application de ces bornes aux données concernant les compartiments « milieux aquatiques et EDCH », a conduit à écarter près de 4000 données, soit environ 0,2% de la totalité des données.

7.1.3 Traitement des données censurées

Les données censurées correspondent à tous les résultats inférieurs aux limites de sensibilité analytique (limite de détection (LOD) ou de quantification (LOQ) selon les cas). Afin d'être en mesure d'exploiter l'ensemble des résultats, une substitution des données censurées par des valeurs numériques a été appliquée.

Cette substitution a été traitée selon les différentes situations rencontrées afin d'afficher les résultats selon trois hypothèses :

- hypothèse basse (HB) ;
- hypothèse haute (HH) ;
- scénario sans censure dit « quantifié » basé uniquement sur les valeurs quantifiées.

La gestion des données censurées diffère selon les jeux de données. Pour rappel, seuls les jeux de données fournissant les valeurs de LOD et/ou de LOQ ont été retenus. Trois situations ont été rencontrées :

- seule la LOD est prise en compte ;
- seule la LOQ est prise en compte ;
- la LOD et la LOQ sont prises en compte, les résultats non quantifiés peuvent alors être soit non détectés, soit détectés mais non quantifiés.

[34] Une concentration en PFNA de 10 000 ng.L^{-1} rapportée dans une EDCH distribuée a été supprimée car les experts ont estimé qu'elle relevait très probablement d'une erreur d'unité. En effet, elle présentait un facteur 100 d'écart avec les autres concentrations maximales mesurées dans les EDCH, elles même déjà très nettement supérieures aux concentrations moyennes en PFAS dans les EDCH distribuées. Cette donnée provenait de la base de données SISE-Eaux + non confirmée dans les analyses précédente et suivantes.

Le Tableau 10 synthétise les valeurs imputées aux données non détectées ou non quantifiées en fonction de l'hypothèse retenue (hypothèse basse : HB, hypothèse haute : HH).

Tableau 10. Modalités d'imputation des données censurées, selon les trois types d'affichage des résultats

Scénario	X < LOD	X < LOQ	LOD < X < LOQ
Hypothèse basse (HB)	0	0	LOD
Hypothèse haute (HH)	LOD	LOQ	LOQ

Cas particuliers
Certaines publications pouvaient indiquer une valeur inférieure à la LOQ et ne fournir que la LOD, et inversement. Dans ces cas, la LOQ a été estimée à partir de la LOD tel que LOQ = LOD × 3. De même, la LOD a été estimée à partie de la LOQ tel que LOD = LOQ/3.

Remarque sur les jeux de données agrégées

L'utilisation des jeux de données agrégées est essentielle pour ne pas exclure des jeux de données conséquents. Néanmoins, l'exploitation de ces données, est limitée par la non connaissance des données individuelles.

7.1.3.1 Prise en compte des différents isomères d'un même PFAS

Certains PFAS présentent des formes linéaires ou ramifiées selon les voies de synthèse. La mesure de ces isomères peut s'avérer pertinente, du fait des propriétés physico-chimiques différentes pouvant influencer leur devenir et leur comportement dans l'environnement (bioaccumulation, partition solide/liquide, etc.).

Cependant lors du recensement des données, il n'a pas toujours été possible d'identifier quel(s) isomère(s) avai(en)t été analysé(s). Certaines démarches analytiques spécifiques (séparation chromatographique) permettent de discriminer les différents isomères, ramifiés et linéaires, mais restent rares. En l'absence de précision sur la forme (ramifiée ou linéaire) d'une molécule, sur la démarche analytique mise en œuvre, les données d'une molécule de PFAS sont considérées correspondre à la concentration totale (formes linéaire et ramifiée) en cette molécule.

Pour chacun des composés PFAS suivants PFOS, PFBS, PFDoDS, PFDS, PFHpS, PFHxS, PFNS, PFPeS, PFTrDS, PFUnDS), il a été décidé d'assimiler à la concentration totale :

- toute donnée non définie (cas de la majorité des données de surveillance réglementaire) comme correspondant à la concentration totale en un composé PFAS donné (formes linéaire et ramifiée) ;
- la somme des formes ramifiée et linéaire d'un même composé PFAS quand les deux formes étaient recherchées dans un même échantillon ;
- toute donnée présentée comme étant la concentration d'une des formes (linéaire ou ramifiée) d'un composé PFAS, sans information sur l'autre forme (linéaire ou ramifiée) ;
- la concentration totale en un composé PFAS, même quand d'autres données (forme linéaire ou ramifiée) étaient parfois fournies en plus de cette concentration totale.

7.1.3.2 Modalités de calcul des sommes PFAS

Des sommes de concentration en PFAS sont calculées pour certains compartiments.

Pour les compartiments « Alimentation » et « Milieux aquatiques et EDCH », il s'agit de :

- la somme des concentrations des quatre PFAS[35] dénommée $\sum_4$PFAS dans la suite du rapport, issue du règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 fixant les teneurs maximales (TM) réglementaires individuelles pour le PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS et une teneur maximale pour la somme des 4 PFAS dans les denrées alimentaires
- la somme des concentrations des 20 PFAS réglementés dans les EDCH[36], dénommée $\sum_{20}$PFAS dans la suite du rapport.

Les concentrations correspondant à ces sommes sont calculées à partir des concentrations individuelles de chacun des PFAS. La $\sum_4$PFAS et la $\sum_{20}$PFAS sont calculées uniquement lorsque les quatre ou les 20 PFAS sont recherchés dans un même échantillon.

Quel que soit le compartiment, les scénarios de substitution des données censurées (cf. chapitre 7.1.3) sont appliqués à chaque concentration individuelle avant de les sommer.

Ces sommes sont décrites comme les autres paramètres dans le bilan de contamination.

7.1.3.3 Comparaison aux valeurs réglementaires

7.1.3.3.1 Comparaison aux teneurs maximales réglementaires pour les PFAS réglementés dans certaines matrices alimentaires

Pour le compartiment « Alimentation », une estimation du nombre d'échantillons présentant une concentration supérieure à la teneur maximale réglementaire fixée par le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 dans certaines matrices alimentaires a été effectuée pour les quatre PFAS pris individuellement ainsi que pour leur somme. Pour cela, la somme de ces quatre PFAS est calculée dès qu'au moins un des quatre PFAS a été recherché dans un échantillon. Cette somme a été calculée à partir des concentrations quantifiées uniquement.

Le nombre et le pourcentage d'échantillons présentant un dépassement de la teneur maximale sont fournis à titre indicatif. Cela ne peut être assimilé à des situations de « non-conformité » puisque cette comparaison a été faite sur l'ensemble des données (2007-2024) alors que les limites de qualité ne s'appliquent que depuis le 1er janvier 2023.

La prise en compte de la somme partielle (c'est-à-dire parfois uniquement sur un PFAS) ne traduit pas la situation exhaustive des dépassements : si les 4 PFAS avaient été mesurés, il y aurait potentiellement eu plus de dépassements.

La $\sum_4$PFAS n'est pas réglementée dans l'eau (en tant que matrice alimentaire).

7.1.3.3.2 Comparaison aux seuils réglementaires pour les 20 PFAS réglementés dans les EDCH

Indépendamment du paramètre $\sum_{20}$PFAS qui n'est calculé que lorsque les 20 PFAS ont été recherchés, le GT a souhaité effectuer la comparaison aux limites de qualité de 2 000 ng.L^{-1} pour les eaux brutes utilisées pour la production d'EDCH et de 100 ng.L^{-1} pour les EDCH (cf. chapitre 7.3.6).

Pour cela, la somme de ces 20 PFAS est calculée dès qu'au moins un des 20 PFAS est recherché dans un échantillon, à partir des concentrations quantifiées uniquement.

L'information du nombre d'échantillons présentant un dépassement des limites de qualité est fournie à titre indicatif et ne peut être assimilée à des situations de « non-conformité » puisque cette comparaison a été faite sur l'ensemble des données (2007-2024) alors que les limites de qualité ne s'appliquent que depuis janvier 2023.

[35] PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS

[36] PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS.

La prise en compte de la somme partielle (c'est-à-dire parfois uniquement sur un PFAS) ne traduit pas la situation exhaustive des dépassements : si les 20 PFAS avaient été mesurés, il y aurait potentiellement eu plus de dépassements.

7.1.4 Présentation des données

7.1.4.1 Statistiques descriptives retenues

Les tableaux de synthèse des concentrations en PFAS dans les différentes matrices comprennent :

- le nombre d'échantillons (N) dans lesquels le PFAS a été analysé selon les différents types de données :
  - Nombre de données (Nd) : nombre de valeurs disponibles (correspondant au nombre de lignes),
  - Nombre d'analyses (Na) : nombre de mesures qui ont permis de calculer la moyenne,
  - Nombre d'échantillons (Ne) : nombre d'échantillons qui composent une donnée dans le cas d'un échantillon composite, nombre de sous-échantillons regroupés pour une analyse,
  - Nombre de quantifiés (Nq) : nombre de résultats quantifiés,

Ces distinctions sont nécessaires afin de prendre en compte l'hétérogénéité des sources de données considérées et plus équitablement les pratiques de surveillance des différents compartiments. Un exemple est présenté dans le Tableau 11, ci-dessous.

Tableau 11 : Exemples illustrant les valeurs de N dans le cas du PFOA pour lequel on dispose de données composites, agrégées et individuelles pour le calcul de la distribution des concentrations (Nq=0 ou 1 selon que la mesure est < ou > à la LOQ)

Type de données	Substance	Nd	Na	Ne	Nq	Pourcentage de quantification
donnée composite (57 échantillons, 1 analyse) quantifiée	PFOA	1	1	57	1	sans objet
donnée composite (12 échantillons, 1 analyse) non quantifiée	PFOA	1	1	12	0	sans objet
données agrégées (58 données)	PFOA	1	58	58	29 (donnée déduite)	50% (information fournie par les auteurs)
donnée individuelle quantifiée	PFOA	1	1	1	1	sans objet
donnée individuelle non quantifiée	PFOA	1	1	1	0	sans objet
Total		5	62	129	31	

Ainsi, seront affichés :

- la gamme des limites analytiques (LOD et/ou LOQ) : cette information est donnée à titre indicatif car elle n'est pas exhaustive. La valeur de la limite analytique n'est pas systématiquement disponible pour tous les résultats analytiques. De ce fait, dans certains tableaux, les résultats (concentration minimale (min), concentration maximum (max), ou percentiles (P)) peuvent être inférieurs à la LOQ min indiquée ;
- le pourcentage de quantification est calculé en prenant en compte les résultats quantifiés (rapport Nq/Na) ;
- les statistiques descriptives de la distribution des concentrations suivantes : la moyenne, la concentration minimale (min), la médiane, les (P) 90, 95 et 99 et la concentration maximale (max).

Les percentiles permettent de situer une valeur par rapport à un ensemble de données en indiquant le pourcentage d'observations qui lui sont inférieures ou égales. Ainsi, les valeurs des percentiles doivent être interprétées de la manière suivante :

- la valeur du 50ème percentile (ou médiane) signifie que 50% des valeurs de la distribution sont inférieures ou supérieures à cette valeur ;
- la valeur du 90ème percentile signifie que 90% des valeurs de la distribution sont inférieures ou égales à cette valeur. Donc, 10% des valeurs sont supérieures ;
- la valeur du 95ème percentile signifie que 95% des valeurs de la distribution sont inférieures à cette valeur. Donc, 5% des valeurs sont supérieures ;
- la valeur du 99ème percentile signifie que 99% des valeurs de la distribution sont inférieures à cette valeur. Donc, 1% des valeurs sont supérieures.

Les règles de décision relatives à la robustesse des percentiles élevés sont basées sur Kroes et al. (2002) et présentées dans le tableau 12 : un percentile élevé ne peut être évalué avec une précision suffisante que si la taille de l'échantillon N (Na pour les scénarios HB et HH ; Nq pour le scénario « quantifiés ») satisfait la règle $N(1-P) \geq 8$. Dans le cas des données agrégées, la valeur minimale entre Nd et Nq est prise en compte (Tableau 12). Les tailles minimales d'échantillons pour que les 90ème, 95ème et 99ème percentiles puissent être évalués peuvent donc être estimées à 80, 160, et 800, respectivement.

En raison de la grande hétérogénéité des bases de données en termes de nombre d'échantillons analysés (Na), le GT PFAS a décidé de présenter les statistiques robustes dans les tableaux décrivant les niveaux de concentration des PFAS dans les différents compartiments.

L'objectif du GT est de mettre en lumière, à la fois les PFAS pour lesquels les données sont nombreuses et robustes, en fonction des compartiments, mais aussi d'identifier ceux pour lesquels les données, trop parcellaires, demandent à être renforcées par une surveillance plus poussée. C'est pourquoi le GT a choisi de mentionner les percentiles même lorsque le nombre d'échantillons ne permettait pas de produire des statistiques robustes ; mais en les présentant en grisé pour signifier leur manque de robustesse dans les tableaux (Tableau 14).

Seuls les percentiles robustes sont commentés dans le bilan.

Tableau 12. Critères de prise en compte des statistiques descriptives en fonction du nombre d'échantillons

Nombre (N) de données*	Moyenne	Min	médiane	P90	P95	P99	Max
N=1							**
2=<N<=5		x					x
5<N<30	x	x	x				x
30=<N<80	x	x	x	**X**	**X**	**X**	x
80=<N<160	x	x	x	x	**X**	**X**	x
160=<N<800	x	x	x	x	x	**X**	x
>=800	x	x	x	x	x	x	x

* N = Nd ou Nq selon le scénario ** : valeur unique , **X** : non robuste

7.1.4.2 Données présentées dans le corps du rapport ou en annexe

Les tableaux complets de statistiques descriptives calculées pour l'ensemble des données, par compartiment, pour tous les PFAS, en considérant les trois hypothèses de traitement des données censurées (hypothèses HB, HH et scénario quantifié), sont disponibles en annexe 9.

Du fait du grand nombre de données disponibles, il a été décidé de ne présenter et ne discuter dans le corps de ce rapport que les résultats du traitement des données quantifiées et les statistiques descriptives de la distribution des concentrations. Seules les concentrations des PFAS quantifiés plus de cinq fois (N>5) dans une matrice considérée sont reportées dans les tableaux. Les PFAS y sont classés par moyenne de concentration quantifiée décroissante.

Pour le compartiment « Alimentation », chaque partie est rédigée en distinguant d'une part les données relatives aux quatre PFAS réglementés, désignés sous le terme $PFAS_4$ généralement les plus documentés, et d'autre part les données relatives aux autres PFAS.

De même, pour le compartiment « Milieux aquatiques et EDCH », chaque partie est rédigée en distinguant d'une part les données relatives aux 20 PFAS réglementés dans les EDCH, désignés sous le terme $PFAS_{20}$, généralement les plus documentés, et d'autre part les données relatives aux autres PFAS.

Une synthèse des données est également présentée sous forme de graphiques pour tous les compartiments (environnementaux, alimentation et EDCH), hors produits de consommation et biosurveillance (cf paragraphe 7.4).

7.2 Limites méthodologiques

L'objet de ces travaux était d'établir un bilan de la contamination en PFAS de différents compartiments (air, eaux, sols, organismes vivants inféodés, aliments et produits de consommation), et de collecter des données de biosurveillance.

Pour cela, il a été nécessaire de compiler de très nombreuses données provenant de sources diverses et acquises selon des objectifs très différents (plans de surveillance aléatoire ou recherche ciblée, avec ou sans obligation réglementaire). L'hétérogénéité et le volume de données ont rendu complexes le traitement, la présentation, l'exploitation et l'interprétation des résultats.

7.2.1. Limites liées aux types de données

Si les données d'échantillons individuels sont les plus simples à manipuler, l'intégration des données issues d'échantillons composites (plusieurs sous-échantillons rassemblés pour donner une seule mesure) et des données agrégées (moyenne seule disponible) ont, en revanche, largement complexifié l'exercice et *in fine* la rédaction de ce rapport.

Ainsi, pour le calcul du pourcentage des échantillons quantifiés, il a été nécessaire d'introduire un système de pondération tenant compte du nombre d'échantillons considérés (N) en distinguant le nombre de données (Nd), du nombre d'analyses (Na, pour les données agrégées), ou de sous-échantillons (Ne, pour les données composites). Cette pondération a eu un impact sur les estimateurs de la distribution (cf. chapitre 7.1.1.).

Lors de la prise en compte de données agrégées, un biais a été identifié, en particulier pour les données issues de la littérature pour lesquelles les auteurs avaient fait le choix de ne pas communiquer de résultats individuels, le taux de censure étant trop élevé. Certaines de ces données ne pouvant être prises en compte, cela a pu entraîner, selon les cas, une surestimation ou une sous-estimation des concentrations dans les hypothèses de calcul avec censure (HB, HH).

7.2.2. Limites liées aux données aberrantes

A l'examen général des données bancarisées, certaines ont été considérées aberrantes par les experts du GT PFAS, au regard des ordres de grandeur des concentrations considérées comme réalistes dans les différents milieux et les propriétés physico-chimiques des molécules étudiées. Une vérification spécifique a mis en évidence que des erreurs (le plus souvent liées aux unités) pouvaient fausser certaines données. Cependant, l'examen de chaque donnée jugée aberrante n'a pas été systématiquement possible, au regard de la taille très importante des jeux de données et parfois du manque d'information pouvant justifier de leur exclusion.

De ce fait, le GT PFAS a dû établir des règles d'exclusion « systématique », basées sur son expérience.

Pour le compartiment eau, le GT a ainsi procédé à l'élimination des performances analytiques irréalistes ou encore de résultats jugés invraisemblables (par exemple, un PFAS quantifié une seule fois à une concentration 1000 fois au-dessus des concentrations plus habituelles). Pour le compartiment alimentation, le ratio concentration max/P95 a été utilisé pour identifier les données maximales aberrantes (cf. chapitre 7.1.2.).

Le GT est conscient qu'un nettoyage[37] non exhaustif des données aberrantes, voire hétérogènes selon les compartiments, peut avoir impacté la robustesse des calculs. Toutefois, compte-tenu de la taille des jeux de données (par exemple, pour le compartiment eau, plus de 1,5 million de données compilées), il a été considéré que l'existence de données incohérentes n'était pas de nature à modifier l'ordre de grandeur des concentrations moyennes ou des pourcentages de quantification présentés.

7.2.3. Limites dans le traitement des données

Ce travail de nettoyage et de compilation des données a fortement mobilisé le GT PFAS dans le cadre de ses travaux. L'objectif de compilation des données existantes par compartiment a bien été atteint mais le délai contraint a limité le temps consacré à leur interprétation.

[37] Processus qui vise à identifier et corriger, sur la base de vérification, des données altérées, inexactes ou non pertinentes. Cette étape préalable au traitement des données améliore la qualité du jeu de données.

Des recommandations ont été formulées par le GT pour faciliter l'exploitation des données qui seront acquises dans le futur (cf. chapitre 10.2.3).

De plus, considérant l'hétérogénéité générale entre les données, que ce soit vis à vis du nombre disponible (quasi absentes dans le compartiment « Air, sols, poussières »), des périodes d'acquisition (nombre de données très variable entre les EAT et les PSPC liés à la réglementation avec un creux de plusieurs années pour le compartiment « Alimentation »), ou de la nature des PFAS recherchés, l'analyse de l'évolution des concentrations en PFAS entre compartiments et au cours du temps n'a pas pu être conduite.

Par ailleurs, certaines données ont été acquises lors d'études type EAT dont le but est d'évaluer la contamination des aliments tels que consommés en utilisant des ustensiles variés en fonction des pratiques des consommateurs. L'impact lié à la préparation et à la cuisson des aliments ainsi que la migration potentielle à partir des contenants/ustensiles, qui pourrait augmenter la concentration des PFAS dans les aliments n'ont pas été pris en compte.

7.2.4. Limites analytiques

Les protocoles d'analyse et de préparation d'échantillons possèdent des caractéristiques variées ; ils ont évolué au cours de la période considérée (2007-2024), même s'ils tendent à se stabiliser sur les dernières années avec les travaux de normalisation. Les LOQ notamment ont été abaissées, ceci entraînant un plus grand nombre d'échantillons quantifiés.

Le choix du GT PFAS de n'exploiter les données qu'à partir de 2007 a réduit cet effet.

Le tableau ci-dessous, produit par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, met en évidence ces évolutions à l'échelle de son bassin.

Tableau 13. Exemple d'évolution des LOQ (en µg.L^{-1}) rapportées par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, pour la mesure de PFAS dans les eaux (NA : non analysé)

PFAS	2017	2018	2019	2020	2021	2022
PFHxA	0,1	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
PFHxS	0,1	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
PFOA	0,1	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
PFPeA	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,005
PFHpA	0,5	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
PFBS	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,002
PFOS anion	N.A.	0,001 - 0,02	0,02	0,02	0,02	0,002
PFHpS	N.A.	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
PFNA	0,1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,002
PFDA	0,1	0,005	0,005	0,005	0,005	0,002
PFDoDA	0,5	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
PFBA	N.A.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
PFUnDA	0,5	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
PFTrDA	N.A.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Acide perfluorododecane sulfonique	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,2
PFNS	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,1
PFTeA	0,5	0,02	0,02	0,02	0,02	N.A.
Acide perfluorotridecane sulfonique	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,5
Acide perfluoroundecane sulfonique	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,5
PFOSA	0,5	0,02	0,02	0,02	0,02	N.A.
PFPeS	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,1
PFDS	0,5	0,005	0,005	0,005	0,005	0,002

L'amélioration des connaissances sur les PFAS au cours des dernières années a accru la vigilance des laboratoires quant aux risques de contamination lors des étapes d'échantillonnage, de préparation et d'analyse. Préalablement à la mise en place de précautions spécifiques, le risque d'une contamination des échantillons n'était pas à écarter. Comme pour les LOQ, le choix du GT PFAS de n'exploiter les données qu'à partir de 2007 vise à réduire cet effet.

Les jeux de données privés n'étant pas accompagnés des informations nécessaires à leur interprétation (notamment les performances et le protocole analytique) n'ont été retenus qu'après une évaluation approfondie.

7.2.5. Limites liées à l'hétérogénéité des contextes d'acquisition des données

L'hétérogénéité des informations fournies sur les conditions d'acquisition des données a également limité les possibilités d'interprétation. En effet, les données présentées dans les articles scientifiques sont très majoritairement acquises lorsqu'une contamination aux PFAS est suspectée ou avérée. En revanche, les données acquises dans le cadre des réseaux de surveillance réglementaires ne sont pas nécessairement associées à une connaissance préalable de la présence de PFAS.

Cette hétérogénéité a incité le GT PFAS à créer les appellations PCC (pression/contamination PFAS caractérisée) et PCNC (pression/contamination PFAS non caractérisée) pour pouvoir distinguer, quand cela était possible, des niveaux et des pourcentages de contamination très différents en PFAS selon la présence ou non d'une pression/contamination en PFAS connue.

Malheureusement, l'objectif des campagnes de mesures n'étant pas toujours explicité dans les bases de données, l'information sur le contexte de contamination n'a pas pu être systématiquement recueillie et exploitée.

L'analyse des PFAS n'ayant pas le même statut réglementaire pour tous les compartiments, il existe un déséquilibre important en termes de nombre de données disponibles dans le bilan de la contamination entre certains compartiments (cf. chapitre 7.4).

Pour autant, la recherche des PFAS a fait l'objet d'initiatives spécifiques d'industriels, dont certains ont transmis leurs données au GT PFAS (cf. chapitre 6.2.). Afin d'éviter la surreprésentation des secteurs géographiques concernés, ce qui affecterait la représentativité de l'étude en faussant la vision globale de la contamination, ces jeux de données très spécifiques ont été traités à part.

7.3 Présentation des résultats

7.3.1 Compartiment « Alimentation »

7.3.1.1 Revue de la littérature

Le lait maternel et les produits de la mer et d'eau douce sont les seules matrices couvertes par ces publications.

Le Tableau 14 présente le bilan des niveaux de concentration relatifs aux données disponibles issues des publications éligibles pour les denrées alimentaires et pour lesquelles le nombre de résultats quantifiés est supérieur à 5, critère non rempli par les données relatives au lait maternel.

Par conséquent, les données quantifiées représentées dans le Tableau 14 portent sur les produits de la mer et d'eau douce (Nq > 5). Les poissons d'eau douce sont les plus contaminés avec des concentrations moyennes variant de 2,4 µg.kg^{-1} pour le PFDA à 38 µg.kg^{-1} pour le

PFOS (quantifié dans l'ensemble des 15 échantillons analysés avec une concentration maximale individuelle de 135 µg.kg^{-1}).

Les concentrations moyennes dans les poissons d'eau de mer varient de 0,16 µg.kg^{-1} pour le PFNA à 7,7 µg.kg^{-1} pour le PFOS quantifié dans plus de 80 % des 34 échantillons de cette matrice.

Enfin, les crustacés et mollusques (18 échantillons) apparaissent moins contaminés que les poissons avec des niveaux moyens de concentration qui varient de 0,06 µg.kg^{-1} pour le PFHpS à 1,8 µg.kg^{-1} pour le FOSA et des taux de quantification variant de 50 à 100 % en tenant compte de tous les PFAS.

Tableau 14. Bilan des concentrations en PFAS en µg.kg^{-1} issues de la littérature, triées par groupe d'aliments et par concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

Groupe d'aliments	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
Crustacés, mollusques	FOSA	0,01	0,01			18	18	100,0	**1,8**	1,1	1,7	-	-	-	3,7
	PFDA	0,04	0,04			18	15	83,3	**0,48**	0,07	0,23	-	-	-	1,5
	PFNA	0,02	0,02			18	18	100,0	**0,37**	0,07	0,18	-	-	-	1,8
	PFUnDA	0,03	0,03			18	16	88,9	**0,30**	0,08	0,23	-	-	-	0,96
	PFTrDA	0,05	0,05			18	18	100,0	**0,30**	0,09	0,21	-	-	-	1,0
	PFDoDA	0,05	0,05			18	18	100,0	**0,30**	0,13	0,28	-	-	-	0,61
	EtFOSAA	0,01	0,01			18	17	94,4	**0,22**	0,06	0,20	-	-	-	0,43
	PFOA	0,08	0,08			18	11	61,1	**0,19**	0,09	0,17	-	-	-	0,36
	MeFOSAA	0,02	0,02			18	17	94,4	**0,19**	0,09	0,18	-	-	-	0,37
	PFHxS	0,01	0,01			18	17	94,4	**0,13**	0,02	0,09	-	-	-	0,49
	PFHpS	0,02	0,02			18	9	50,0	**0,06**	0,02	0,05	-	-	-	0,11
Poissons (eau de mer)	PFOS	0,03	0,15	0,07	0,16	34	30	88,2	**7,7**	0,03	0,67	15	29	101	128
	PFUnDA	0,01	1,1	0,04	1,1	34	18	52,9	**1,7**	0,04	0,16	-	-	-	23
	PFOA	0,00	1,8	0,04	1,8	34	8	23,5	**1,2**	0,48	1,3	-	-	-	1,7
	PFHxA	0,05	3,9	0,10	4,1	34	8	23,5	**0,89**	0,13	0,94	-	-	-	1,6
	PFDA	0,01	1,0	0,03	1,0	34	15	44,1	**0,89**	0,04	0,17	-	-	-	8,3
	PFHpA	0,01	0,43	0,07	0,45	34	8	23,5	**0,50**	0,16	0,53	-	-	-	0,88
	PFBA	0,01	0,74	0,12	0,77	34	15	44,1	**0,37**	0,17	0,37	-	-	-	0,80
	PFPA	0,04	0,48	0,05	0,50	34	7	20,6	**0,25**	0,03	0,23	-	-	-	0,46
	PFNA	0,03	0,21	0,06	0,24	34	10	29,4	**0,16**	0,12	0,15	-	-	-	0,27
Poissons (eau douce)	PFOS	0,04	0,04	0,09	0,09	15	15	100,0	**38**	7,3	32	-	-	-	135
	PFUnDA	0,01	0,01	0,10	0,10	15	15	100,0	**6,4**	0,33	2,0	-	-	-	44
	PFDA	0,01	0,01	0,18	0,18	15	15	100,0	**2,4**	0,81	1,9	-	-	-	7,1

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.1.2 Bases de données

Au total, 47 389 résultats analytiques, correspondant à un échantillonnage de 334 278 aliments, ont été collectés *via* 23 bases de données/organismes décrits au chapitre 6.2.

Le bilan de l'ensemble de ces résultats a été réalisé en tenant compte du type de données (autocontrôles[38], autoproduction[39], surveillance publique), en distinguant les données produites dans un contexte de PCC et PCNC, et selon le découpage présenté en Figure 13.

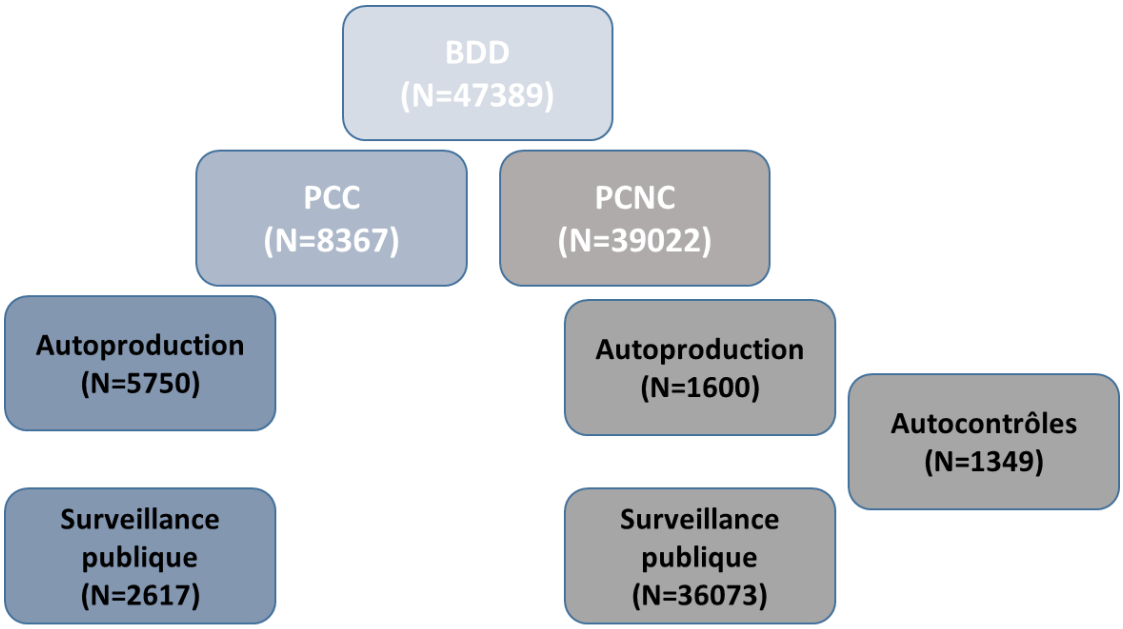


Figure 13. Découpage pour le traitement des bases de données relatives au compartiment « Alimentation » - BDD : base de données, PCC : pression/contamination caractérisée, PCNC : pression/contamination non caractérisée

Les données issues des PCNC représentent 82,3 % des résultats. Parmi elles, 4,1 % sont des données d'autoproduction, 92,4 % des données de surveillance publique et 3,5 % des résultats d'autocontrôles.

Parmi les 17,7 % de données issues des PCC, 68,7 % proviennent de prélèvements de denrées autoproduites et 31,3 % de données de surveillance publique.

7.3.1.2.1 Données publiques d'autoproduction

Le bilan des données quantifiées d'autoproduction sont essentiellement représentées par les analyses réalisées sur les végétaux et les œufs en PCNC (Tableau 15) et sur ces mêmes catégories et les produits de la mer en PCC (Tableau 16).

En PCNC, les quatre PFAS réglementés (PFOS, PFOA, PFNA et PFHxS) ont été recherchés et mesurés dans les œufs et ovoproduits. Leur somme atteint une concentration moyenne de 1,9 µg.kg^{-1} avec un maximum de 6,8 µg.kg^{-1}. Ces quatre PFAS réglementés ont été quantifiés dans 100 % des échantillons.

Les œufs et ovoproduits sont plus contaminés que les végétaux avec des concentrations moyennes variant de 0,005 µg.kg^{-1} pour le PFHpA et le PFHpS à 1,2 µg.kg^{-1} pour le PFNA avec un maximum qui atteint 4,1 µg.kg^{-1} et quantifié dans l'ensemble des échantillons analysés (N=50).

[38] contrôles réalisés par les industriels eux-mêmes sur leurs produits
[39] culture de végétaux et/ou l'élevage d'animaux destinés à l'autoconsommation

Les concentrations moyennes mesurées dans les fruits, légumes et dérivés varient de 0,02 µg.kg^{-1} pour le PFHxA à 0,16 µg.kg^{-1} pour le PFBA également quantifié dans 100 % des 14 échantillons de cette catégorie avec une concentration maximale à 0,85 µg.kg^{-1}.

En PCC, trois catégories alimentaires sont couvertes par les données d'autoproduction quantifiées : 1) les fruits, légumes et dérivés, 2) les œufs et ovoproduits et 3) les produits de la mer.

Les quatre PFAS réglementés ont été recherchés dans les œufs et ovoproduits et les produits de la mer. La concentration moyenne pour la somme des quatre PFAS varie de 2,8 µg.kg^{-1} pour les poissons et produits de la mer à 4,5 µg.kg^{-1} pour les œufs et ovoproduits avec un P90 à 8,7 µg.kg^{-1} et un maximum à 51 µg.kg^{-1}. Le taux de quantification est de 99 % dans cette catégorie.

C'est dans les œufs et ovoproduits que la concentration moyenne la plus élevée est observée pour les PFAS pris individuellement. En effet, le PFNA est quantifié à 2,8 µg.kg^{-1} et 10 % des valeurs sont supérieures à 4,7 µg.kg^{-1}. Les PFOS, PFUnDA, et PFTrDA montrent également des niveaux moyens de concentration élevés dans cette catégorie alimentaire variant de 1,5 à 1,8 µg.kg^{-1} et des taux de quantification quasiment de 100 % (81 % pour le PFTrDA, 100 % pour les PFOS et PFUnDA). Les poissons et produits de la mer montrent des niveaux moyens assez élevés avec 2,7 µg.kg^{-1} pour le PFOS, quantifié dans 100 % des échantillons analysés, et une concentration maximale de 7,6 µg.kg^{-1}.

Tableau 15. Bilan des concentrations en PFAS (en µg.kg^{-1} de poids frais) issues des données publiques d'autoproduction relatives à un contexte de pression/contamination non caractérisée (PCNC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

Groupe d'aliments	PFAS	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
Fruits, légumes et dérivés	PFBA			14	14	14	100	**0,16**	0,04	0,10	-	-	-	0,85
	PFPeA	0,004	0,005	14	14	10	71,4	**0,03**	0,006	0,02	-	-	-	0,12
	6:2 FTSA	0,004	0,004	14	14	13	92,9	**0,03**	0,007	0,03	-	-	-	0,06
	PFHxA	0,004	0,004	14	14	12	85,7	**0,02**	0,004	0,01	-	-	-	0,06
Œufs et ovoproduits	PFNA*			50	300	50	100	**1,2**	0,23	0,85	2,6	3,3	4,1	4,1
	PFOS*			50	300	50	100	**0,68**	0,14	0,57	1,4	1,4	2,6	2,6
	PFUnDA			50	300	50	100	**0,35**	0,02	0,14	1,1	1,7	1,9	1,9
	PFDoDA	0,12	0,46	50	300	42	84,0	**0,22**	0,01	0,11	0,43	0,54	2,2	2,2
	PFDA			50	300	50	100	**0,20**	0,02	0,15	0,32	0,49	2,4	2,4
	PFTrDA	0,03	1,2	50	300	20	40,0	**0,20**	0,02	0,05	-	-	-	1,1
	PFBA	0,08	0,11	50	300	21	42,0	**0,13**	0,08	0,12	-	-	-	0,29
	PFTeDA	0,04	1,3	50	300	11	22,0	**0,10**	0,03	0,07	-	-	-	0,40
	PFOA*			50	300	50	100	**0,07**	0,01	0,05	0,15	0,20	0,54	0,54
	PFHxS*			50	300	50	100	**0,02**	0,003	0,02	0,05	0,06	0,12	0,12
	PFHpS	0,002	0,003	50	300	34	68,0	**0,005**	0,001	0,004	0,01	0,01	0,01	0,01
	PFHpA	0,0021	0,025	50	300	17	34,0	**0,005**	0,002	0,004	-	-	-	0,02
	∑$_4$PFAS*			***50***	***300***	***50***	***100***	***1,9***	***0,44***	***1,6***	***4,0***	***5,1***	***6,8***	***6,8***

*PFAS réglementés

**Calculée uniquement sur les échantillons où les quatre PFAS ont été mesurés lors de la même analyse

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

Tableau 16. Bilan des concentrations en PFAS (en µg.kg^{-1} de poids frais) issues des données publiques d'autoproduction relatives à un contexte de pression/contamination caractérisée (PCC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

Groupe d'aliments	PFAS	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
Fruits, légumes et dérivés	PFHxA	0,004	0,005	103	103	98	95,1	**0,61**	0,005	0,11	2,3	3,3	8,9	8,9
	PFBA	0,005	0,005	103	103	101	98,1	**0,33**	0,03	0,22	0,62	1,1	1,3	1,5
	PFPeA	0,004	0,005	103	103	93	90,3	**0,17**	0,005	0,08	0,40	0,57	2,2	2,2
	PFUnDA	0,004	0,005	103	103	24	23,3	**0,09**	0,006	0,03	-	-	-	0,82
	6:2 FTSA	0,005	0,005	103	103	101	98,1	**0,09**	0,005	0,02	0,19	0,31	1,2	1,2
	PFNA	0,004	0,005	17	17	13	76,5	**0,06**	0,006	0,05	-	-	-	0,18
	PFTrDA	0,004	0,005	103	103	18	17,5	**0,05**	0,005	0,02	-	-	-	0,24
	PFOA			17	17	17	100	**0,04**	0,01	0,02	-	-	-	0,30
	PFHpA	0,004	0,005	103	103	52	50,5	**0,04**	0,005	0,01	0,11	0,19	0,42	0,42
	6:2 FTAB	0,008	0,010	103	103	23	22,3	**0,03**	0,010	0,02	-	-	-	0,13
	PFDoDA	0,004	0,005	103	103	8	7,8	**0,03**	0,005	0,01	-	-	-	0,07
	PFBS	0,004	0,005	103	103	36	35,0	**0,02**	0,005	0,01	0,04	0,04	0,32	0,32
	PFHxS	0,001	0,005	103	103	24	23,3	**0,02**	0,001	0,004	-	-	-	0,28
	PFPeS	0,004	0,005	103	103	7	6,8	**0,02**	0,005	0,007	-	-	-	0,11
	PFDA	0,004	0,005	103	103	16	15,5	**0,02**	0,005	0,007	-	-	-	0,05
	PFOS	0,001	0,005	103	103	23	22,3	**0,01**	0,001	0,007	-	-	-	0,05
	6:2 FTCA	0,004	0,0049	103	103	13	12,6	**0,007**	0,005	0,006	-	-	-	0,010
Œufs et ovoproduits	PFNA*			112	668	112	100	**2,8**	0,17	1,4	4,7	9,1	25	49
	PFTrDA	0,03	1,1	111	666	90	81,1	**1,8**	0,02	0,44	3,3	6,3	44	44
	PFUnDA			111	666	111	100	**1,7**	0,03	0,84	4,0	7,1	11	19
	PFOS*			112	668	112	100	**1,5**	0,11	0,95	3,2	3,9	6,8	16
	PFDoDA	0,23	0,80	111	666	105	94,6	**0,62**	0,01	0,29	1,3	1,7	7,4	10
	PFDA			111	666	111	100	**0,49**	0,05	0,31	0,76	2,0	3,6	5,7
	PFTeDA	0,04	1,8	111	666	61	55,0	**0,43**	0,01	0,09	1,1	2,7	4,9	4,9

Groupe d'aliments	PFAS	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
	PFBA	0,09	1,2	111	666	53	47,7	**0,18**	0,08	0,15	0,32	0,46	0,65	0,65
	PFOA*			112	668	112	100	**0,15**	0,02	0,10	0,26	0,38	0,90	1,5
	PFHxS*	0,01	0,01	112	668	111	99,1	**0,05**	0,004	0,03	0,13	0,15	0,28	0,30
	PFHpS	0,002	0,01	111	666	67	60,4	**0,01**	0,002	0,008	0,03	0,03	0,06	0,06
	PFHpA	0,002	0,02	111	666	54	48,6	**0,009**	0,002	0,006	0,02	0,03	0,05	0,05
	∑4PFAS*			***112***	***668***	***111***	***99,1***	***4,5***	***0,32***	***2,6***	***8,7***	*13*	*28*	***51***
Poissons et produits de la mer	PFOS*			7	59	7	100	**2,7**	1,2	2,1	-	-	-	7,6
	PFDoDA			7	59	7	100	**0,41**	0,21	0,21	-	-	-	2,3
	PFDA			7	59	7	100	**0,27**	0,12	0,12	-	-	-	1,3
	PFTeDA			7	59	7	100	**0,21**	0,08	0,11	-	-	-	0,88
	PFTrDA			7	59	7	100	**0,19**	0,09	0,11	-	-	-	1,0
	PFBA			7	59	7	100	**0,14**	0,09	0,18	-	-	-	0,25
	PFUnDA			7	59	7	100	**0,14**	0,07	0,07	-	-	-	0,85
	6:2 FTAB			7	59	7	100	**0,14**	0,01	0,02	-	-	-	2,1
	6:2 FTSA			7	59	7	100	**0,12**	0,03	0,04	-	-	-	1,1
	10:2 FTSA			7	59	7	100	**0,08**	0,02	0,04	-	-	-	0,26
	8:2 FTSA			7	59	7	100	**0,08**	0,01	0,09	-	-	-	0,13
	PFHxA			7	59	7	100	**0,07**	0,006	0,008	-	-	-	0,50
	PFODA			7	59	7	100	**0,06**	0,04	0,05	-	-	-	0,13
	PFHxS*			7	59	7	100	**0,05**	0,005	0,005	-	-	-	0,48
	PFOA*			7	59	7	100	**0,03**	0,02	0,02	-	-	-	0,12
	PFOSA	0,003	0,003	7	59	6	85,7	**0,03**	0,004	0,03	-	-	-	0,04
	PFNA*			7	59	7	100	**0,02**	0,009	0,009	-	-	-	0,17
	PFPeA	0,003	0,003	7	59	6	85,7	**0,02**	0,005	0,005	-	-	-	0,04
	PFDS			7	59	7	100	**0,02**	0,007	0,02	-	-	-	0,04

Groupe d'aliments	PFAS	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
	PFHxDA			7	59	7	100	**0,01**	0,007	0,007	-	-	-	0,08
	PFHpS	0,003	0,003	7	59	6	85,7	**0,01**	0,004	0,005	-	-	-	0,06
	PFNS	0,003	0,003	7	59	6	85,7	**0,007**	0,004	0,007	-	-	-	0,01
	N-EtFOSAA	0,0029	0,0029	7	59	6	85,7	**0,005**	0,003	0,004	-	-	-	0,02
	∑4PFAS**			***7***	***59***	***7***	***100***	***2,8***	***1,2***	***2,1***	***-***	***-***	***-***	***8,4***

*PFAS réglementés faisant partie de la somme des 4

**Calculée uniquement sur les échantillons où les quatre PFAS ont été mesurés lors de la même analyse

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.1.2.2 Données privées d'autocontrôles

Le bilan des données quantifiées d'autocontrôles, uniquement disponibles en PCNC, concerne la catégorie des poissons et produits de la mer et seulement pour les quatre PFAS réglementés (Tableau 17).

Les niveaux de concentration moyens varient de 0,04 µg.kg^{-1} pour le PFHxS à 0,43 µg.kg^{-1} pour le PFOS (concentration maximum à 3,2 µg.kg^{-1}) quantifié dans 35 % des échantillons.

Tableau 17. Bilan des concentrations en PFAS (en µg.kg^{-1} de poids frais) issues des données privées d'autocontrôles relatives à un contexte de pression/contamination non caractérisée (PCNC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

Groupe d'aliments	PFAS	LOQ min	LOQ max	Nd	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
Poissons et produits de la mer	PFOS	0,01	10	157	157	55	35,0	**0,43**	0,03	0,18	1,13	1,5	3,2	3,2
	PFNA	0,005	10	159	159	31	19,5	**0,07**	0,01	0,04	0,19	0,3	0,4	0,386
	PFOA	0,01	10	166	166	8	4,8	**0,05**	0,01	0,02	-	-	-	0,126
	PFHxS	0,01	10	159	159	6	3,8	**0,04**	0,02	0,03	-	-	-	0,1

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.1.2.3 Données de surveillance publique

Les données quantifiées de surveillance publique en PCNC (Tableau 18) couvrent plusieurs catégories : 1) fruits, légumes et dérivés, 2) laits et produits laitiers, 3) poissons et produits de la mer et 4) viandes. Les « poissons » regroupent les poissons de mer et d'eau douce.

Les quatre PFAS réglementés ont été quantifiés dans 6,5 % des échantillons de la catégorie des poissons et produits de la mer avec une teneur moyenne de 2,6 µg.kg^{-1} et une valeur maximale de 19 µg.kg^{-1}.

Parmi ces catégories, ce sont les viandes qui montrent les concentrations moyennes les plus élevées qui varient de 0,03 µg.kg^{-1} pour le PFHxA à 1µg.kg^{-1} pour le PFBA. Ce dernier est quantifié dans moins de 2% des échantillons. Avec une teneur moyenne de 0,24 µg.kg^{-1}, c'est le PFOS qui présente la concentration maximale la plus élevée (6,4 µg.kg^{-1}) et qui est le plus quantifié dans cette catégorie (19,2 % des échantillons analysés), 90 % des concentrations restant inférieures à 0,4 µg.kg^{-1}.

Les niveaux de concentration dans les poissons et produits de la mer varient de 0,01 µg.kg^{-1} pour le PFDS à 0,34 µg.kg^{-1} pour le PFOS, qui montre la concentration maximale la plus élevée (18 µg.kg^{-1}), 95 % des valeurs restant inférieures à 1 µg.kg^{-1}. Il s'agit du composé le plus quantifié dans cette catégorie (70 %).

Enfin, dans les fruits, les légumes et dérivés ainsi que les laits et produits laitiers, les concentrations moyennes les plus élevées sont, respectivement, de 0,13 µg.kg^{-1} pour le PFBA et 0,06 µg.kg^{-1} pour le PFNA avec des taux de quantification assez faibles dans ces deux catégories.

En PCC (Tableau 19), la somme des quatre PFAS quantifiés dans 57,1 % des échantillons a été calculée pour la catégorie des œufs et ovoproduits avec une teneur totale moyenne de 0,76 µg.kg^{-1} et un maximum de 1,3 µg.kg^{-1}.

Concernant les PFAS pris individuellement, les concentrations moyennes les plus élevées sont du même ordre de grandeur, autour de 0,3 µg.kg^{-1} dans les catégories fruits, légumes et dérivés (PFBA) et œufs et ovoproduits (PFOS).

Tableau 18. Bilan des concentrations en PFAS (en µg.kg^{-1} de poids frais) issues des données de surveillance publique relatives à un contexte de pression/contamination non caractérisée (PCNC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq >5, données quantifiées)

Groupe d'aliments	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
Fruits, légumes et dérivés	PFBA	0,001	0,83	0,002	0,83	204	2382	6	2,9	**0,13**	0,02	0,15	-	-	-	0,27
	PFHxA	0,00037	0,18	0,001	0,18	204	2382	6	2,9	**0,01**	0,003	0,01	-	-	-	0,02
	PFOA	0,0001	0,35	0,0003	0,35	204	2382	11	5,4	**0,01**	0,001	0,01	-	-	-	0,03
	PFNA	0,0001	0,13	0,0003	0,13	204	2382	6	2,9	**0,01**	0,00041	0,004	-	-	-	0,03
	PFOS	0,0002	0,125	0,0005	0,125	208	2386	9	4,3	**0,005**	0,002	0,003	-	-	-	0,02
Lait et produits laitiers	PFNA	0,005	0,25	0,005	0,25	314	3828	8	2,5	**0,06**	0,005	0,06	-	-	-	0,06
	PFHxS	0,005	0,20	0,008	0,20	314	3828	7	2,2	**0,04**	0,04	0,04	-	-	-	0,04
	PFOS	0,0045	0,2	0,007	0,2	314	3828	9	2,9	**0,03**	0,01	0,03	-	-	-	0,03
Poissons et produits de la mer	PFOS*	0,0003	1,0	0,001	12	524	2027	367	70,0	**0,34**	0,003	0,09	0,87	1,0	2,3	18
	PFBA	0,003	0,72	0,009	1,4	385	1877	10	2,6	**0,19**	0,04	0,14	-	-	-	0,74
	PFHxA	0,0003	0,27	0,001	0,35	386	1878	25	6,5	**0,14**	0,002	0,05	-	-	-	1,0
	PFUnDA	0,0003	0,17	0,001	0,18	387	1890	206	53,2	**0,12**	0,003	0,07	0,30	0,40	0,60	1,7
	PFHpA	0,0003	0,21	0,001	0,21	386	1878	21	5,4	**0,11**	0,002	0,03	-	-	-	0,35
	PFTrDA	0,0003	0,31	0,001	0,14	386	1878	155	40,2	**0,11**	0,003	0,06	0,28	0,47	0,74	1,3
	PFDA	0,0003	0,10	0,001	0,08	386	1878	140	36,3	**0,11**	0,003	0,06	0,15	0,33	1,0	2,3
	PFTeDA	0,0003	0,26	0,001	0,26	370	1638	26	7,0	**0,11**	0,005	0,10	-	-	-	0,61
	PFOA*	0,0003	0,11	0,00033	0,12	386	1878	65	16,8	**0,06**	0,002	0,03	0,11	0,22	0,22	1,1
	PFNA*	0,0003	0,18	0,001	0,12	387	1890	141	36,4	**0,05**	0,002	0,03	0,16	0,18	0,52	0,70
	PFDoDA	0,0003	0,14	0,001	0,14	386	1878	147	38,1	**0,05**	0,003	0,03	0,08	0,15	0,55	1,5
	PFNS	0,0003	0,006	0,001	0,02	158	158	6	3,8	**0,03**	0,003	0,01	-	-	-	0,13
	PFHxS*	0,0003	0,18	0,001	0,13	386	1878	46	11,9	**0,03**	0,002	0,01	0,06	0,16	0,23	0,23
	PFHpS	0,0003	0,118	0,001	0,118	386	1878	18	4,7	**0,02**	0,003	0,010	-	-	-	0,05
	PFDS	0,0003	0,14	0,001	0,14	386	1878	17	4,4	**0,01**	0,002	0,007	-	-	-	0,11
	$\sum_4$PFAS*					***385***	***1877***	***25***	***6,5***	***2,6***	***0,10***	***0,76***	-	-	-	***19***
Viandes	PFBA	0,001	3,7	0,002	3,7	584	4401	11	1,9	**1,0**	0,02	0,35	-	-	-	4,5
	PFPeA	0,001	0,40	0,002	0,40	542	4569	6	1,1	**0,36**	0,01	0,07	-	-	-	1,3
	PFOS	0,0004	0,62	0,001	0,62	740	4739	142	19,2	**0,24**	0,003	0,07	0,41	0,71	4,4	6,4
	PFTrDA	0,001	1,1	0,004	1,1	478	2797	8	1,7	**0,21**	0,005	0,02	-	-	-	1,1
	PFTeDA	0,001	1,1	0,002	1,1	449	2362	6	1,3	**0,20**	0,007	0,02	-	-	-	1,1
	PFHxS	0,0003	0,61	0,001	0,61	598	4597	9	1,5	**0,17**	0,002	0,04	-	-	-	0,60
	PFDA	0,001	0,13	0,002	0,13	600	4627	60	10,0	**0,14**	0,003	0,12	0,30	0,42	0,42	0,60
	PFNA	0,0002	0,19	0,001	0,19	600	4627	45	7,5	**0,08**	0,001	0,09	0,14	0,14	0,30	0,32
	PFOA	0,00014	0,30	0,00042	0,30	600	4627	15	2,5	**0,08**	0,002	0,05	-	-	-	0,43

Groupe d'aliments	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
	PFUnDA	0,001	1,2	0,002	1,2	597	4582	38	6,4	**0,07**	0,004	0,05	0,12	0,26	0,29	0,58
	PFDoDA	0,001	0,15	0,0038	0,15	600	4627	16	2,7	**0,06**	0,004	0,02	-	-	-	0,46
	PFHxA	0,0007	0,37	0,002	0,37	600	4627	6	1,0	**0,03**	0,006	0,02	-	-	-	0,06

*PFAS réglementés faisant partie de la somme des 4

**Calculée uniquement sur les échantillons où les quatre PFAS ont été mesurés lors de la même analyse

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

Tableau 19. Bilan des concentrations en PFAS (en µg.kg^{-1} de poids frais) issues des données de surveillance publique relatives à un contexte de pression/contamination caractérisée (PCC) triées par groupe d'aliments et concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

Groupe d'aliments	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
Fruits, légumes et dérivés	PFBA	0,001	0,17	0,002	0,50	76	76	64	84,2	**0,27**	0,02	0,13	0,78	0,96	2,0	2,0
	PFPeA	0,001	0,006	0,002	0,02	76	76	69	90,8	**0,10**	0,006	0,05	0,30	0,40	0,53	0,53
	PFHxA	0,001	0,01	0,002	0,10	239	239	57	23,8	**0,07**	0,003	0,03	0,15	0,40	0,54	0,54
	PFOA	0,00004	0,004	0,00013	0,01	76	76	34	44,7	**0,02**	0,001	0,007	0,02	0,10	0,10	0,10
	PFHpA	0,00026	0,004	0,001	0,01	76	76	26	34,2	**0,01**	0,003	0,01	-	-	-	0,06
	PFBS	0,00033	0,007	0,001	0,02	76	76	20	26,3	**0,01**	0,003	0,008	-	-	-	0,07
	PFOS	0,001	0,004	0,002	0,01	76	76	18	23,7	**0,009**	0,003	0,007	-	-	-	0,02
	PFHxS	0,00033	0,002	0,001	0,007	76	76	8	10,5	**0,005**	0,002	0,004	-	-	-	0,01
	PFNA	0,0002	0,005	0,0006	0,015	76	76	17	22,4	**0,005**	0,002	0,003	-	-	-	0,03
Œufs et ovoproduits	PFOS*	0,003	0,005	0,01	0,02	21	56	21	100	**0,30**	0,03	0,14	-	-	-	0,80
	PFTrDA	0,001	0,007	0,002	0,02	7	7	7	100	**0,22**	0,06	0,14	-	-	-	0,72
	PFNA*	0,005	0,005	0,02	0,02	14	49	14	100	**0,17**	0,03	0,14	-	-	-	0,41
	PFDoDA	0,007	0,010	0,02	0,03	7	7	6	85,7	**0,14**	0,07	0,11	-	-	-	0,23
	PFUnDA	0,005	0,005	0,02	0,02	7	7	7	100	**0,12**	0,02	0,14	-	-	-	0,25
	PFBA	0,01	0,01	0,04	0,04	7	7	7	100	**0,09**	0,06	0,09	-	-	-	0,12

Groupe d'aliments	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd=Na	Ne	Nq	% quantif	moy	min	med	P90	P95	P99	max
	PFOA*	0,003	0,003	0,01	0,01	14	49	14	100	**0,03**	0,01	0,02	-	-	-	0,07
	PFHxS*	0,0007	0,0047	0,002	0,014	14	49	8	57,1	**0,03**	0,03	0,03	-	-	-	0,04
	∑4PFAS*					***14***	***49***	***8***	***57,1***	***0,76***	***0,13***	***0,79***	***-***	***-***	***-***	***1,3***

*PFAS réglementés faisant partie de la somme des 4

**Calculée uniquement sur les échantillons où les quatre PFAS ont été mesurés lors de la même analyse

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.1.3 Synthèse des résultats relatifs au bilan des concentrations

Afin d'avoir une vision globale de la contamination des groupes d'aliments par les PFAS, le GT PFAS a opté pour deux représentations graphiques permettant de visualiser :

1. le pourcentage de quantification des PFAS dans les différents groupes d'aliments (Figure 14, Figure 16) ;
2. la concentration moyenne en PFAS dans les différents groupes d'aliments (Figure 15, Figure 17).

Ces deux graphiques ont été réalisés avec RStudio 2024.12.0 en distinguant les données produites dans un contexte PCC ou PCNC et pour les données quantifiées uniquement (Nq > 5), de toute provenance (publiques et privées).

Concernant les données produites dans un contexte PCNC, les couples PFAS/groupe d'aliments (Nq > 5) dans lesquels on observe :

- les plus grands nombres d'analyses sont pour :
  - le PFOS dans les viandes ainsi que dans les poissons (eau douce et mer) et produits de la mer,
  - le PFNA et le PFHxS dans les viandes ;
- les taux de quantification les plus élevés sont pour :
  - le 6:2 FTSA dans les végétaux mais sur un nombre très faible d'échantillons (N=14),
  - le PFOS et le PFUnDA dans les poissons et produits de la mer sur un nombre d'échantillons plus conséquent (681 et 387 respectivement) (Figure 13) ;
- les concentrations les plus élevées sont pour :
  - le PFBA dans les viandes,
  - le PFNA dans les œufs et ovoproduits.

Concernant les données produites dans un contexte PCC, les couples PFAS/groupe d'aliments (Nq > 5) dans lesquels on observe :

- le plus grand nombre d'analyses est pour :
  - le PFHxA dans les fruits, légumes et dérivés ;
- des taux de quantification quasi-similaires dans les catégories poissons (eau douce et mer) et produits de la mer ainsi qu'œufs et ovoproduits. Dans les végétaux, le 6:2 FTSA, le PFBA et le PFPeA sont les composés les plus quantifiés ;
- les concentrations les plus élevées sont observées pour :
  - le PFOS dans les poissons (eau douce et mer) et produits de la mer,
  - le PFNA, PFTrDA et PFUnDA dans les œufs et ovoproduits.

Quel que soit le contexte dans lequel ont été produites les données (PCC ou PCNC), ces pourcentages de quantification sont à mettre au regard des concentrations moyennes. Par exemple, en figuresFigure 14 et Figure 15, la concentration du 6:2 FTSA dans les végétaux, mesurée sur très peu échantillons, est très faible pour un taux de quantification très élevé en comparaison de celle du PFBA dans les viandes, mesurée sur un grand nombre d'échantillons (N=584), mais avec un taux de quantification très faible. Des concentrations élevées sont également observées pour le PFNA et le PFOS dans les œufs et ovoproduits.

Enfin et d'une manière générale, il est observé des concentrations moyennes plus élevées en PCC par rapport à PCNC :

- d'un facteur 2 pour les substances majoritaires telles que le PFNA dans les œufs et ovoproduits, et le PFBA dans les fruits, légumes et dérivés ; ainsi que pour la $\sum_4$PFAS dans les œufs et ovoproduits,
- d'un facteur de 6 à 8 pour le PFOS dans les poissons et produits de la mer et de 30 pour le PFHxA dans les fruits, légumes et dérivés,

– en revanche, il y a peu de différences pour la $\sum_4$PFAS dans les poissons et produits de la mer entre PCC et PCNC .

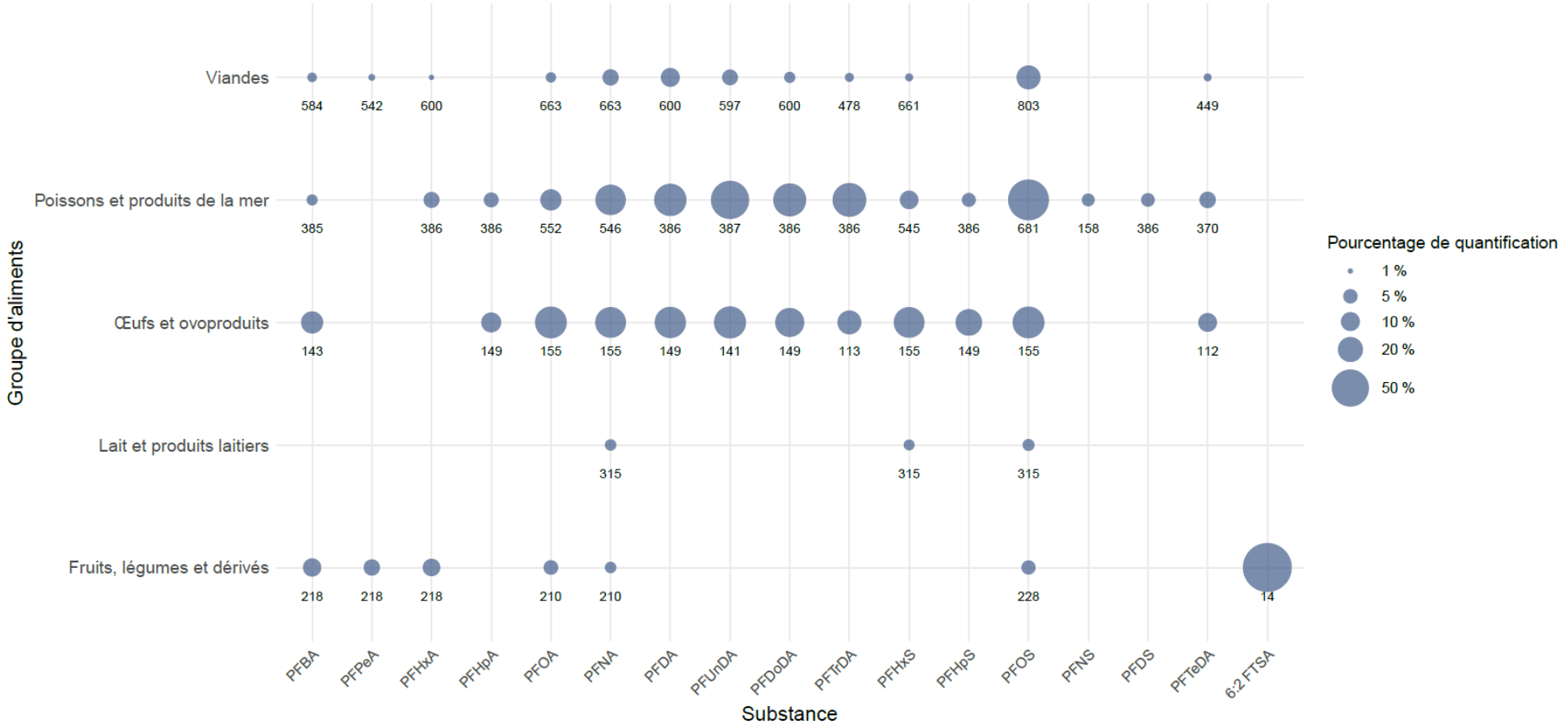


Figure 14. Pourcentages de quantification et nombre de données (Nd) par PFAS et par groupe d'aliments en PCNC (Nq > 5, données quantifiées), toutes bases de données confondues

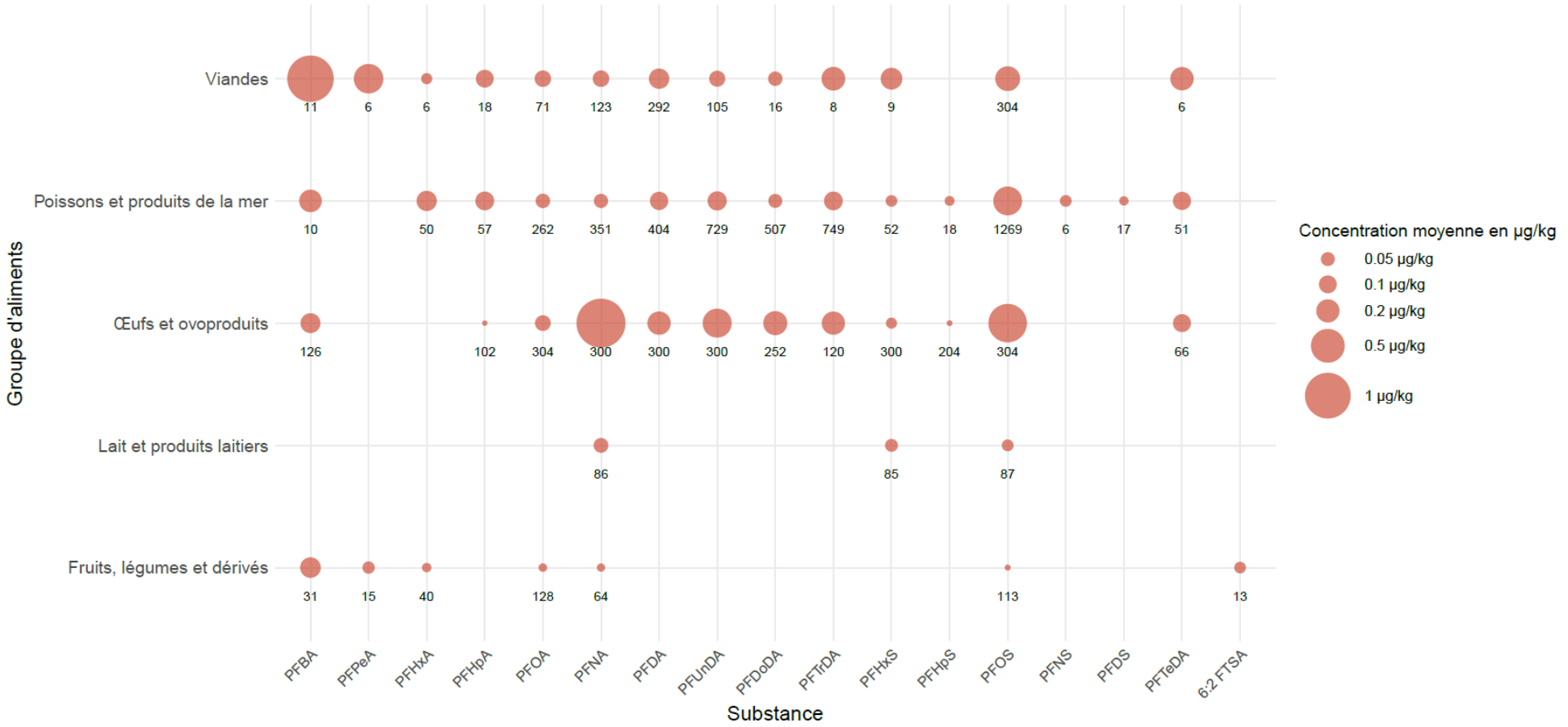


Figure 15. Concentrations moyennes et nombre d'échantillons (Ne) par PFAS et par groupe d'aliments en PCNC (Nq > 5 données quantifiées), toutes bases de données confondues

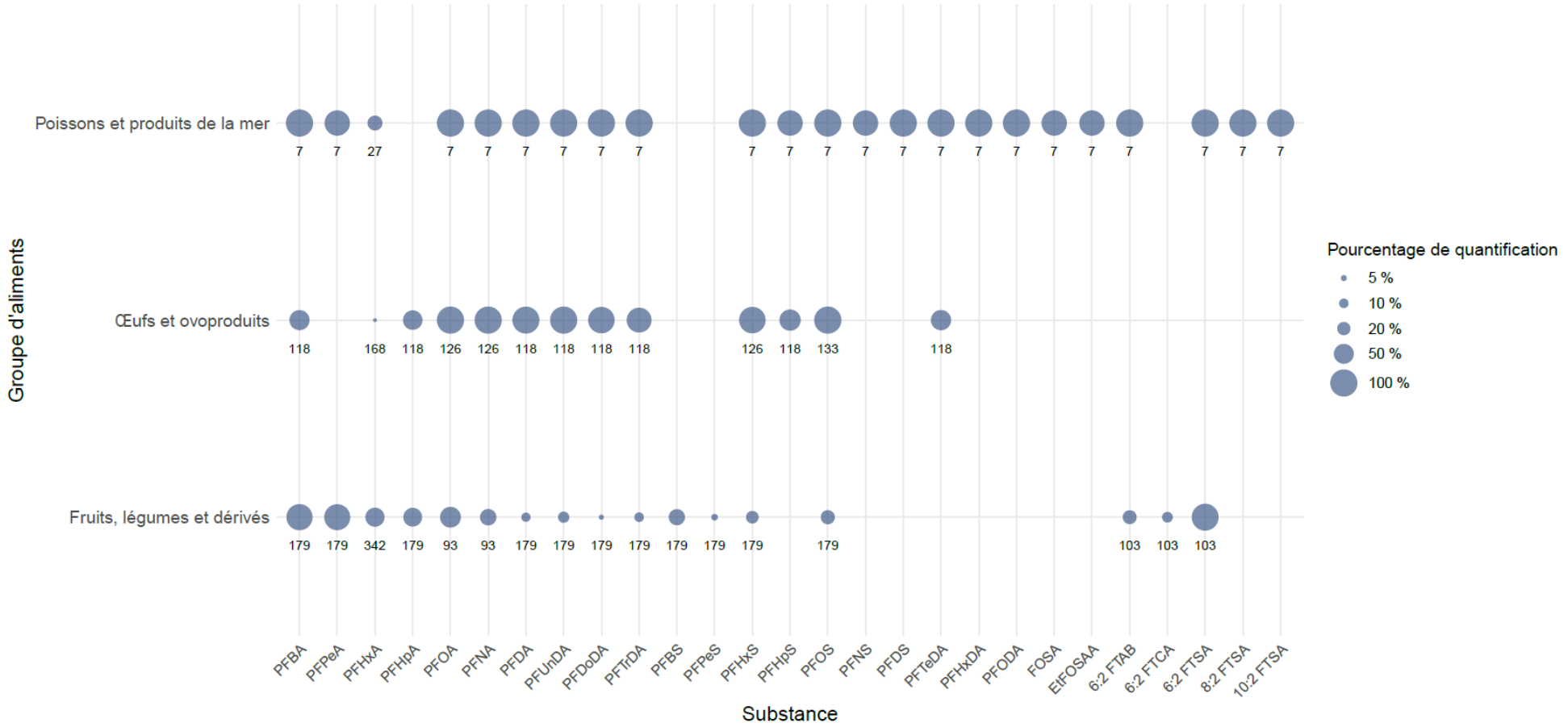


Figure 16. Pourcentages de quantification et nombre d'échantillons analysés (Nd) par PFAS et par groupe d'aliments en PCC (Nq > 5, données quantifiées), toutes bases de données confondues

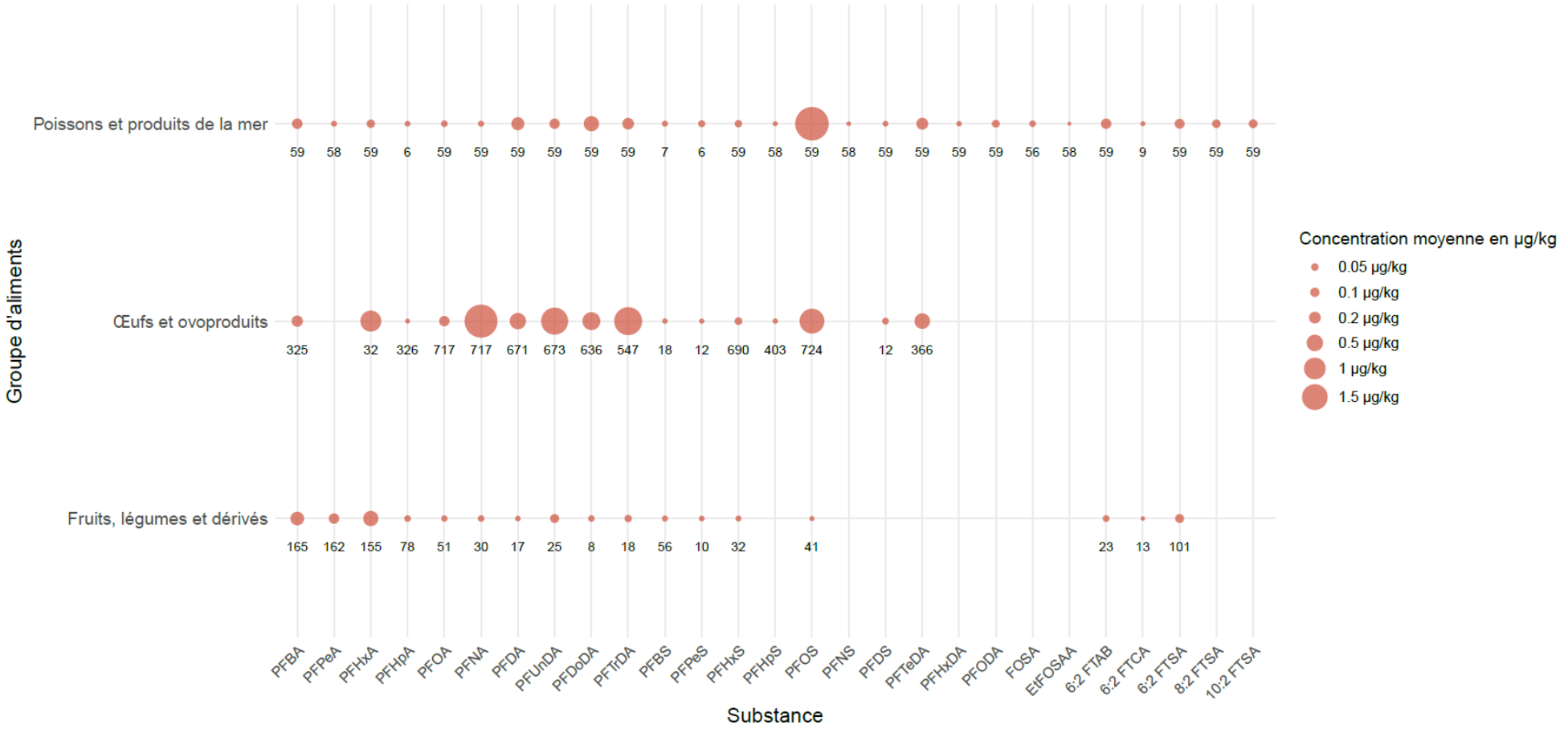


Figure 17. Concentrations moyennes et nombre d'échantillons (Ne) par PFAS et par groupe d'aliments en PCC (Nq>5, données quantifiées), toutes bases de données confondues

7.3.1.4 Comparaison aux teneurs maximales réglementaires

Au total, 763 échantillons analysés issus des bases de données correspondent à des matrices appartenant aux catégories alimentaires couvertes par la réglementation. Un travail de correspondance entre la nomenclature des aliments de la réglementation et la nomenclature alimentaire de notre BDD a donc été réalisé afin de classer ces 763 échantillons d'aliments dans les catégories définies par la réglementation.

Les quatre PFAS réglementés (PFOS, PFOA, PFNA et PFHxS) ont été analysés simultanément dans 27 % des échantillons. Dans quasiment 50 % des échantillons, un seul composé sur les quatre était analysé.

Afin de calculer le pourcentage d'échantillons dont les concentrations dépassent les teneurs maximales réglementaires (taux de dépassement), les données produites en contexte PCC et celles produites en contexte PCNC ont été distinguées pour plus de clarté (Tableau 20). Ci-dessous ne sont décrits que les dépassements observés dans les catégories alimentaires avec un nombre d'échantillons supérieur à 5.

L'analyse des échantillons prélevés en contexte PCC montre que, dans les œufs, les teneurs maximales sont dépassées pour les PFOS, PFOA, PFNA pris individuellement et pour la somme des quatre PFAS, avec un pourcentage d'échantillons dépassant les teneurs maximales, aujourd'hui valeurs réglementaires de 38%, 7%, 69 % et 60,9%, respectivement.

En contexte PCNC, les œufs ont les taux de dépassement les plus élevés avec 62 % pour le PFNA, 16,7 % pour le PFOS et 38,6 % pour la $\sum_4$PFAS. Des dépassements sont également observés dans d'autres catégories en particulier dans les viandes, avec 15 % et 9,5% de dépassement pour, respectivement, le PFOS et la $\sum_4$PFAS dans la viande d'ovins et 14,3 % et 2,4% pour, respectivement, le PFNA et la $\sum_4$PFAS dans la viande de bovins, de porcins et de volailles. Des dépassements des teneurs réglementaires sont également observés pour les catégories de poissons pour 2 ou 3 des 4 PFAS réglementés à l'exception du PFHxS.

Tableau 20. Pourcentage d'échantillons qui dépassent les teneurs maximales des quatre PFAS réglementés et de leur somme calculée pour les matrices réglementées et uniquement sur les résultats quantifiés pour Nq > 5

		Nombre de données pour				% de dépassements				
	Nq	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Somme des 4 PFAS
PCC	**140**	**140**	**133**	**133**	**126**					
Chair musculaire de poisson à l'exclusion des produits énumérés ci-dessous*	5	5	5	5	5					
Chair musculaire des poissons suivants, si elle n'est pas destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge**	2	2	2	2	2					
Œufs	133	133	126	126	119	37,6	7,1	69,0	0,0	60,9
PCNC	**623**	**592**	**138**	**259**	**109**					
Abats de bovins, d'ovins, de porcins et de volailles	85	76	8	32	5	0,0	0,0	0,0		0,0
Chair musculaire de poisson à l'exclusion des produits énumérés ci-dessous*	174	168	16	75	19	3,0	0,0	1,3	0,0	2,9
Chair musculaire des poissons suivants, si elle n'est pas destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge**	96	95	20	43	14	6,3	5,0	2,3	0,0	6,3
Chair musculaire des poissons suivants, si elle n'est pas destinée à la fabrication de denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge***	39	38	11	22	14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Crustacés et mollusques bivalves	109	104	25	26	5	0,0	0,0	0,0		0,0
Œufs	57	54	54	50	50	16,7	1,9	62,0	0,0	38,6
Viandes d'ovins	21	20		4		15,0				9,5
Viandes de bovins, de porcins et de volailles	42	37	4	7	2	2,7		14,3		2,4
Total général	**763**	**732**	**271**	**392**	**235**					

*Les poissons pour lesquels l'espèce n'était pas spécifiée ont été classés dans cette catégorie.

** hareng de la Baltique (*Clupea harengus membras*), bonite (espèces du genre *Sarda*), palomette (espèce du genre *Orcynopsis*), lotte (*Lota lota*), sprat (*Sprattus sprattus*), flet (*Platichthys flesus* et *Glyptocephalus cynoglossus*), mulet cabot *(Mugil cephalus*), chinchard (*Trachurus trachurus*), brochet (espèces du genre *Esox*), plie (espèces des genres *Pleuronectes* et *Lepidopsetta*), sardine et pilchard (espèces du genre *Sardina*), bar commun (espèces du genre *Dicentrarchus*), poisson-chat de mer (espèces des genres *Silurus* et *Pangasius*), lamproie marine (*Petromyzon marinus*), tanche

(*Tinca tinca*), corégone blanc (*Coregonus albula* et *Coregonus vandesius*), silverly lightfish (*Phosichthys argenteus*), saumon sauvage et truite sauvage (espèces sauvages des genres *Salmo* et Oncorhynchus), poisson-loup (espèces du genre *Anarhichas*)

*** anchois (espèces du genre,*Engraulis*), barbeau (*Barbus barbus*), brème (espèces du genre *Abramis*), omble (espèces du genre *Salvelinus*), anguille (espèces du genre *Anguilla*), sandre (espèces du genre *Sander*), perche (*Perca fluviatilis*), gardon (*Rutilus rutilus*), éperlan (espèces du genre *Osmerus*), corégone (espèces du genre *Coregonus* autres que celles énumérées en **).

Les chiffres grisés sont donnés à titre indicatif car non robustes (Nq < 5).

7.3.2 Air, poussières et sols

Par analogie avec les autres compartiments, il a été décidé de ne présenter et ne discuter dans le corps du rapport que les résultats sur le traitement des données quantifiées en reportant dans les tableaux les statistiques descriptives de la distribution des concentrations pour les PFAS quantifiés plus de cinq fois dans la matrice considérée. Dans ces tableaux, les PFAS sont classés par moyenne de concentration décroissante.

Les données sont présentées dans cette section en distinguant les contextes de pression ou contamination PFAS caractérisée (PCC) ou non caractérisée (PCNC).

7.3.2.1 Revue de la littérature des données françaises

7.3.2.1.1 Air extérieur

Trois études présentent des résultats de mesures de PFAS dans l'air extérieur en France. Ces trois études ont été conduites dans le cadre du projet international de surveillance de polluants organiques persistants, incluant certains PFAS : le projet GAPS (Global Atmospheric Passive Sampling) lancé en 2005. L'air extérieur a été prélevé à l'aide de diffuseur passif sur un site en France, et seule la phase gazeuse de l'air a été analysée (i.e. sans la phase particulaire). Les prélèvements ont été effectués en PCNC.

Il n'a pas été identifié de données de mesure dans l'air en France visant à caractériser l'exposition professionnelle.

La Figure 18 présente, par PFAS, le nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications disponibles.

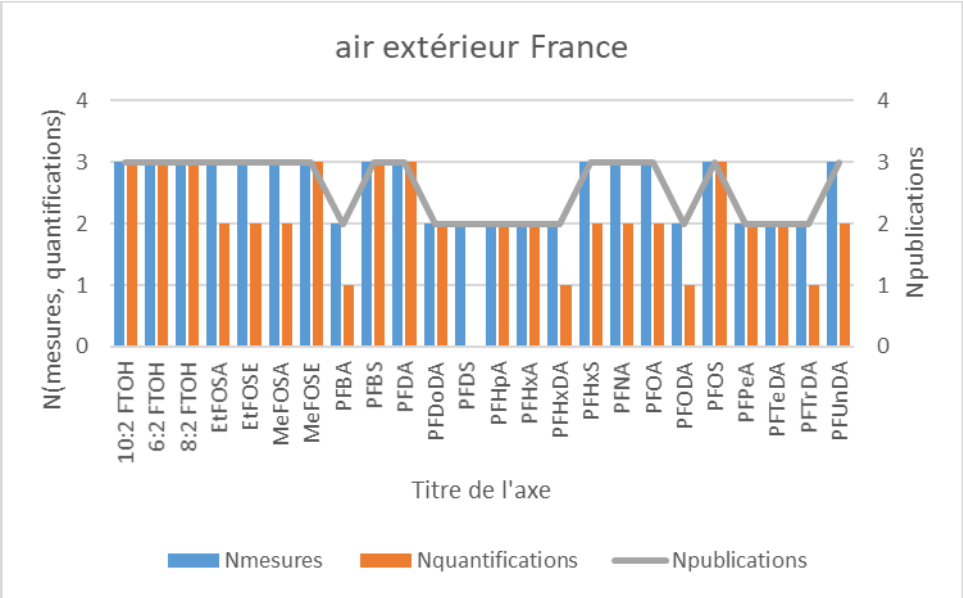


Figure 18 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur en France

Vingt-quatre PFAS ont été recherchés dans ces études. Bien que recherché, le PFDS n'a pas été quantifié.

Du fait du faible nombre de mesures par PFAS (au plus n = 3), les résultats de ces études ne sont pas détaillés dans le corps de ce rapport. Les concentrations maximales mesurées s'échelonnent de 1,9 $pg.m^{-3}$ (PFTrDA) à 200 $pg.m^{-3}$ (8:2 FTOH). Trois PFAS ont une

concentration maximale supérieure à 100 pg.m^{-3} (8:2 FTOH, PFOS, PFBA), 11 PFAS ont une concentration maximale comprise entre 10 et 100 pg.m^{-3} (6:2 FTOH, PFHxS, 10:2 FTOH, PFBS, PFOA, EtFOSA, PFHxDA, PFHxA, PFTeDA, PFPeA, PFHpA) et 9 PFAS ont une concentration maximale comprise entre 1 et 10 pg.m^{-3} (MeFOSE, MeFOSA, PFDA, PFDoDA, PFNA, PFODA, PFUnDA, EtFOSE, PFTrDA).

A noter, ATMO AuRA a communiqué en février 2025, sur des résultats de mesures de 38 PFAS acquises en 2024 dans la région lyonnaise. Les concentrations mesurées sont de l'ordre de la dizaine de pg.m^{-3} en milieu urbain dans la commune de Lyon. Elles sont de l'ordre de la centaine de pg.m^{-3} dans la commune de Pierre-Bénite, en milieu urbain sous l'influence de producteurs de PFAS (PCC). Parmi les composés mesurés, le PFHxA et le 6:2FTSA sont ceux retrouvés aux concentrations les plus importantes. Le PFOA et le PFOS ont également été retrouvés dans les prélèvements mais à des concentrations plus faibles. Ces données récentes n'ont pas pu être prises en compte dans ce bilan.

7.3.2.1.2 Poussières extérieures

Une seule étude présentant des résultats de mesure de PFAS dans les poussières extérieures en France a été identifiée dans la littérature. Les prélèvements ont été effectués en contexte PCC (site industriel producteur ou utilisateur de PFAS). La Figure 19 présente, par PFAS, le nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications disponibles.

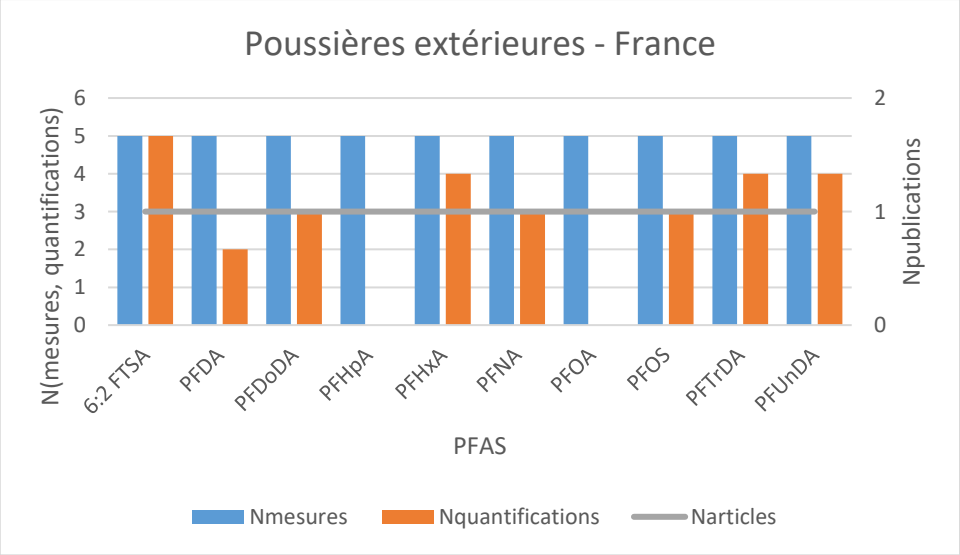


Figure 19 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans les poussières extérieures en France

Dix PFAS ont été recherchés. Le PFHpA et le PFOA n'ont pas été quantifiés. Du fait du faible nombre de mesures par PFAS (au plus n = 5), les résultats de ces études ne sont pas détaillés dans le corps de ce rapport.

7.3.2.1.3 Sols

Quatre études présentant des résultats de mesures de PFAS dans les sols en France ont été identifiées dans la littérature. Dans ces études, les échantillons de sols ont été prélevés sur plusieurs sites en contexte PCC ; aucune étude n'a été réalisée en contexte PCNC. Dans toutes ces publications, la couche la plus superficielle du sol a été échantillonnée. Pour une étude, des échantillons ont été également prélevés plus en profondeur du sol et dans une autre, des carottages ont permis de réaliser des prélèvements dans le substrat rocheux. Afin d'éviter des informations redondantes pour un site donné (plusieurs prélèvements selon la profondeur), et afin de comparer des échantillons prélevés dans la même couche du sol (0-10 ou 0-20 cm), le GT n'a conservé que les résultats de mesure dans la couche superficielle du sol pour chacun des sites. Certains sols sont peu modifiés par les activités humaines (e.g. sols sous forêt, sols non-cultivés). Cependant, postérieurement aux entrées de PFAS en surface des sols, certaines activités (anthropique comme le labour ou naturelle comme la bioturbation) pourraient modifier la répartition des PFAS dans les différentes couches par effet de mélange. Elles se superposent au transfert des substances par lixiviation. Ces informations sont rarement disponibles dans les publications. Par ailleurs, les experts ont vérifié que lorsque des PFAS étaient quantifiés dans le sol en profondeur, ils étaient également quantifiés dans la couche de surface. La Figure 20 présente, par PFAS, le nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications disponibles.

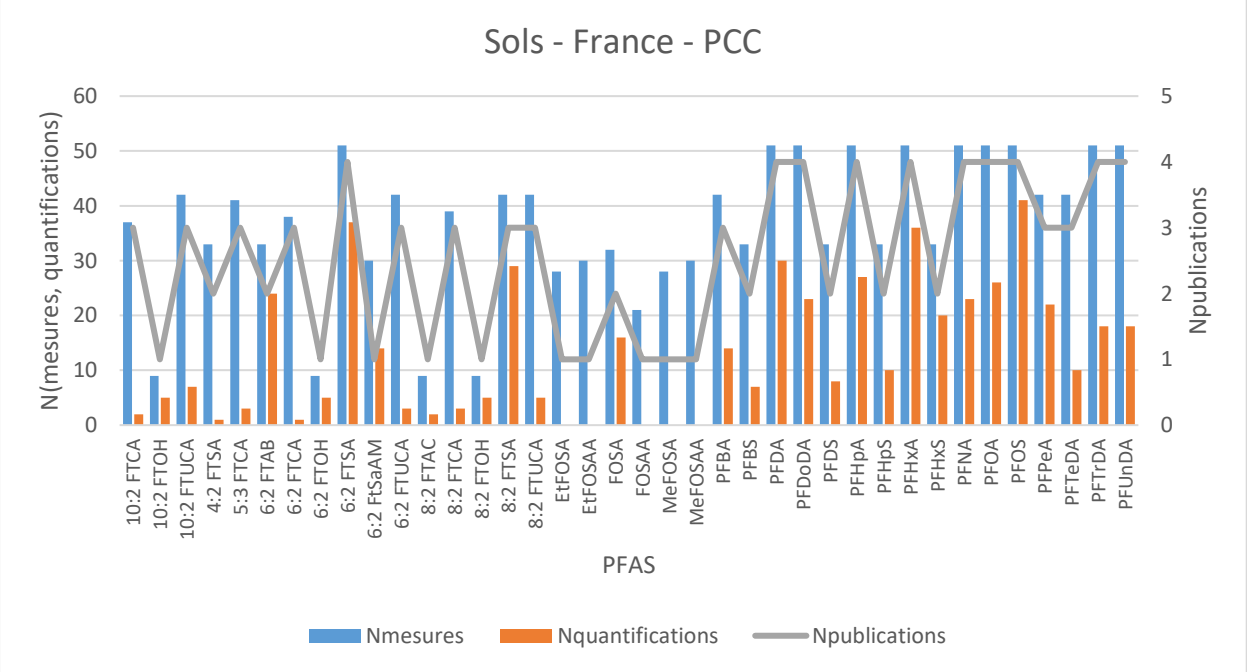


Figure 20 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans les sols en France

Trente-huit PFAS ont été mesurés au total dans cette étude. Cinq PFAS recherchés n'ont jamais été quantifiés (MeFOSA, EtFOSA, FOSAA, MeFOSAA, EtFOSAA).

Le Tableau 21 présente les concentrations mesurées dans la couche superficielle des sols en France. Les concentrations moyennes mesurées s'échelonnent de 9,5 ng.g^{-1} (PFHpA) à 37 500 ng.g^{-1} (6:2 FTAB).

Tableau 21 : Bilan des concentrations en PFAS en ng.g^{-1} dans la couche superficielle des sols en France issues de la littérature, triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
6:2 FTAB	0,67	0,67	2,0	2,0	33	33	33	24	73	37 500	53	3100	-	-	-	631000
PFOS	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	41	80	1 950	0,60	34	2110	-	-	55200
6:2 FtSaAM			2,0	2,0	30	30	30	14	47	965	8,0	119	-	-	-	7070
6:2 FTSA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	37	73	385	0,50	102	991	-	-	3700
8:2 FTSA	0,67	0,67	2,0	2,0	42	42	42	29	69	328	1,7	63	-	-	-	4070
PFHpS	0,67	0,67	2,0	2,0	33	33	33	10	30	278	3,0	19	-	-	-	2490
FOSA	0,67	0,67	2,0	2,0	32	32	32	16	50	234	4,0	41	-	-	-	2420
PFHxS	0,67	0,67	2,0	2,0	33	33	33	20	61	169	4,0	28	-	-	-	2340
PFDA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	30	59	80	0,80	5,5	271	-	-	655
PFUnDA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	18	35	78	9,0	61	-	-	-	245
PFNA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	23	45	54	0,90	7,0	-	-	-	534
10:2 FTUCA	0,67	0,67	2,0	2,0	42	42	42	7	17	54	13	23	-	-	-	203
PFDoDA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	23	45	51	1,4	12	-	-	-	237
PFTeA	0,67	0,67	2,0	2,0	42	42	42	10	24	43	11	50	-	-	-	82
PFOA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	26	51	43	0,60	24	-	-	-	514
PFTrDA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	18	35	22	2,0	17	-	-	-	75
PFHxA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	36	71	22	1,0	7,5	58	-	-	142
PFDS	0,67	0,67	2,0	2,0	33	33	33	8,0	24	19	2,0	11	-	-	-	69
PFBS	0,67	0,67	2,0	2,0	33	33	33	7	21	17	3,0	23	-	-	-	25
PFPeA	0,67	0,67	2,0	2,0	42	42	42	22	52	12	2,0	11	-	-	-	31
PFBA	0,67	0,67	2,0	2,0	42	42	42	14	33	9,7	2,0	6,5	-	-	-	30
PFHpA	0,16	0,67	0,50	2,0	51	51	51	27	53	9,5	0,60	4,0	-	-	-	52

(-) Non calculé

7.3.2.1.4 Air intérieur

Il n'a pas été identifié d'études présentant des résultats de mesure en PFAS dans l'air des environnements intérieurs en France. Il n'a pas non plus été identifié d'études présentant des résultats de mesure dans l'air des lieux de travail en France visant à caractériser l'exposition professionnelle.

7.3.2.1.5 Poussières intérieures

Une étude présentant des résultats de mesures de PFAS dans les poussières intérieures de 10 logements en France a été identifiée dans la littérature. Le laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé (LERES) de l'EHESP a également réalisé en 2014 des mesures de PFAS dans les poussières intérieures de six logements et trois écoles. Les prélèvements ont été effectués en PCNC. La Figure 21 présente, par PFAS, le nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications disponibles.

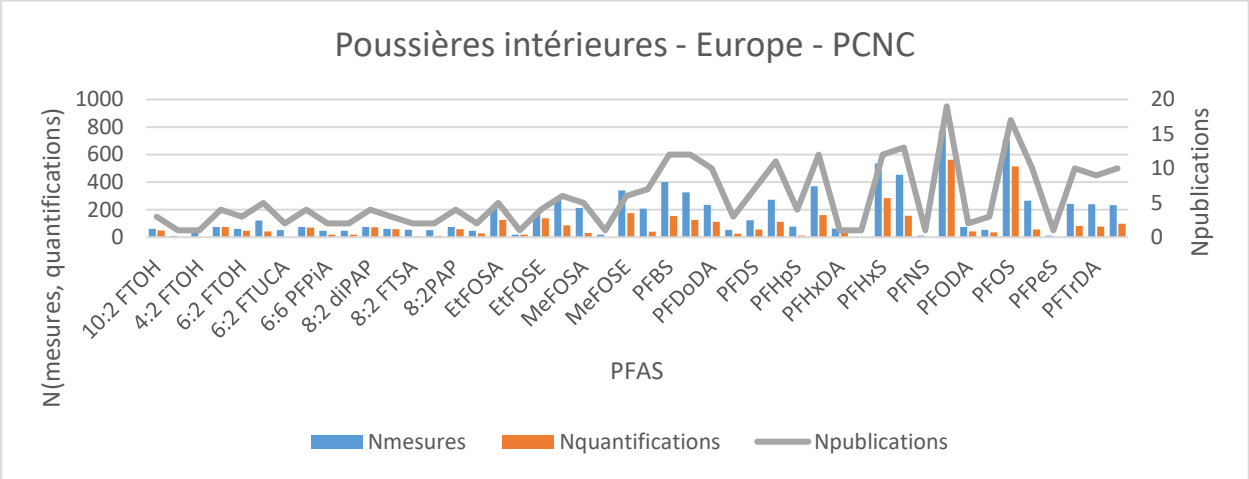


Figure 21 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans les poussières intérieures en France

Vingt et un PFAS au total ont été recherchés dans ces études. Sept PFAS n'ont pas été quantifiés (MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE, PFHxA, PFHpA, PFOA), et quatre PFAS ont été quantifiés dans moins de cinq échantillons (PFBS, PFPeA, MeFOSA, PFTeDA).

Les concentrations mesurées sont présentées dans le Tableau 22. Les concentrations moyennes s'échelonnent de 3,0 $ng.g^{-1}$ (PFNA) à 280 $ng.g^{-1}$ (MeFOSE). Les PFAS présentant les concentrations moyennes les plus élevées sont l'EtFOSE, le MeFOSE, le PFOS et l'EtFOSA.

Tableau 22 : Bilan des concentrations en ng.g^{-1} des PFAS dans les poussières intérieures en France issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
MeFOSE	0,22	0,22			9	9	9	6	67	280	68	180	-	-	-	612
PFOS	0,03	0,03	2,5	2,5	18	18	18	17	94	180	2,6	54	-	-	-	1670
EtFOSA	0,07	0,07			9	9	9	9	100	151	23	126	-	-	-	318
PFHxS	0,09	0,09	1,0	1,0	18	18	18	12	67	99	1,0	67	-	-	-	319
PFOA	0,98	0,98	2,5	2,5	18	18	18	17	94	33	1,8	18	-	-	-	217
PFHxA			1,0	1,0	9	9	9	6	67	4,7	1,1	3,5	-	-	-	9,0
FOSA	0,02	0,02			9	9	9	7	78	4,4	2,0	4,0	-	-	-	7,0
PFHpA			1,0	1,0	9	9	9	7	78	4,1	1,0	2,2	-	-	-	11
PFNA			5,0	5,0	9	9	9	7	78	3,0	1,3	2,3	-	-	-	5,1

(-) non mesuré.

7.3.2.2 Revue de la littérature des données européennes

7.3.2.2.1 Air extérieur

Quinze études présentant des résultats de mesure des PFAS en air extérieur en Europe ont été identifiées. Dans ces études, les PFAS ont été mesurés en phase gazeuse, en phase particulaire ou en phase totale (gazeuse et particulaire). Trente-huit PFAS ont été recherchés dans ces études sur plusieurs sites en contexte PCNC et PCC (stations de traitement des eaux usées, usines de traitement de déchets).

La Figure 22 présente, par PFAS, le nombre de mesures réalisées selon leur type (phase gazeuse, particulaire ou totale). Les prélèvements ont été effectués en contexte PCNC et PCC.

Il n'a pas été identifié d'étude présentant des résultats de mesure dans l'air extérieur en Europe visant à caractériser l'exposition professionnelle.

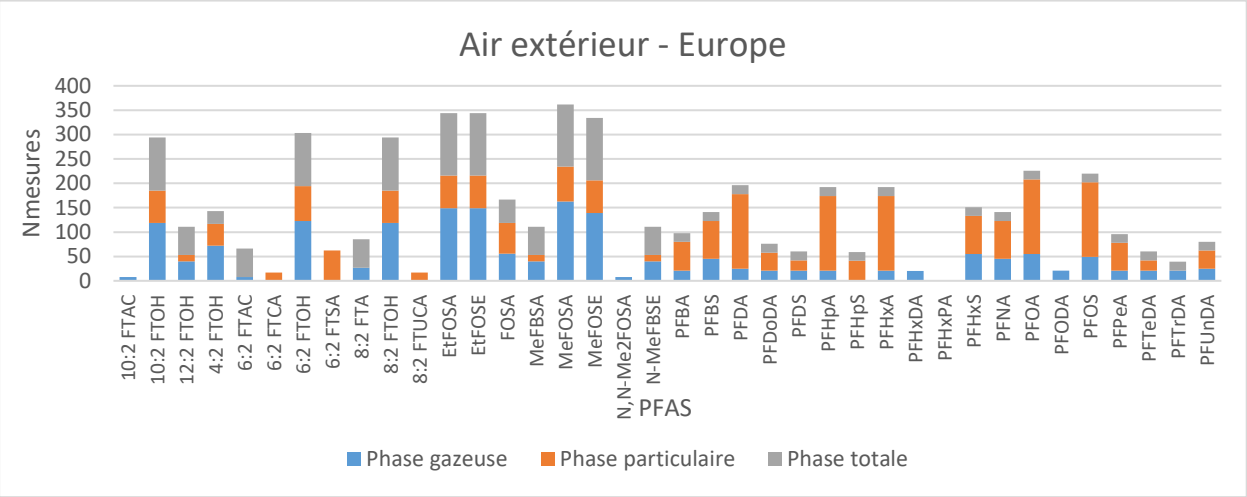


Figure 22 : Nombre de mesures réalisées par PFAS en phase gazeuse, particulaire et totale dans l'air extérieur en Europe

- Phase gazeuse de l'air extérieur

La Figure 23 présente le pourcentage des mesures réalisées en contexte PCNC et PCC par PFAS dans la phase gazeuse de l'air. La très grande majorité des données a été acquise en PCNC.

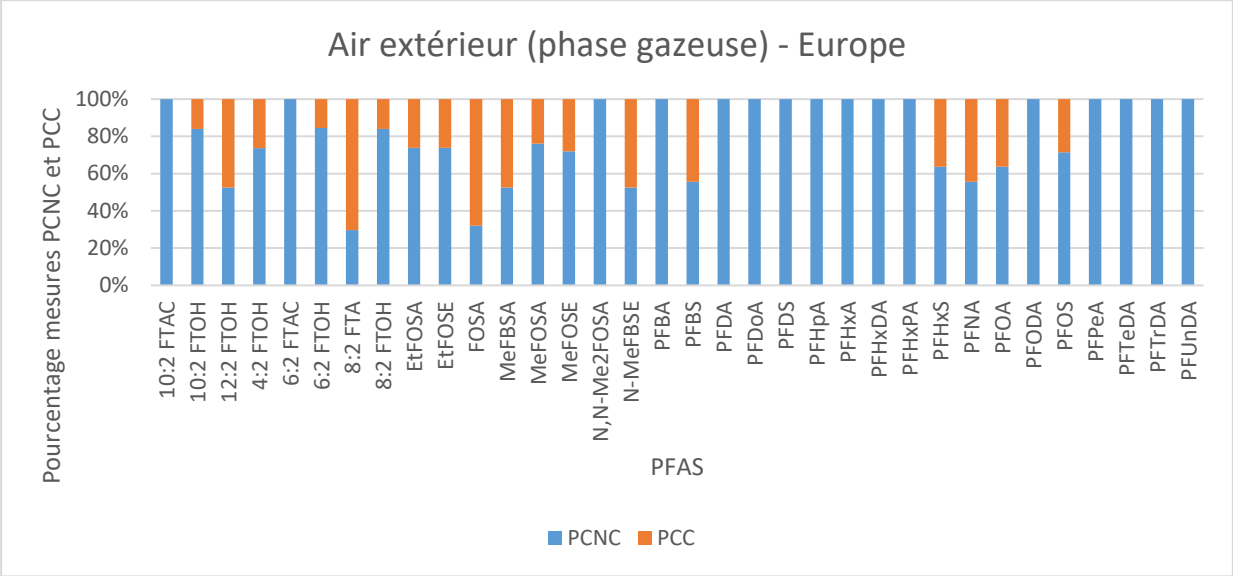


Figure 23 : Pourcentage des mesures réalisées par PFAS dans la phase gazeuse de l'air extérieur en contexte PCNC et PCC

La Figure 24 et la Figure 24 présentent, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, le nombre de quantifications et le nombre de publications disponibles pour l'air extérieur (phase gazeuse) en Europe en contexte PCNC et PCC respectivement.

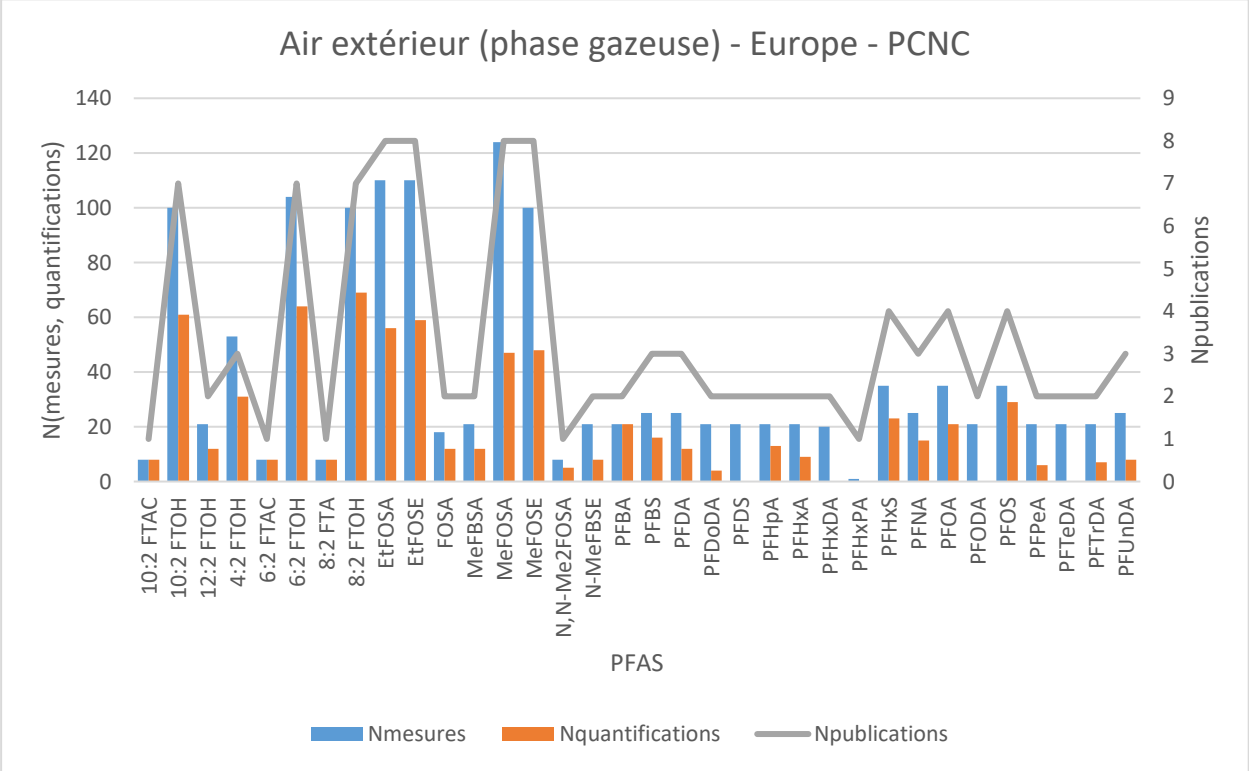


Figure 24 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase gazeuse) en Europe (PCNC)

Trente-quatre PFAS ont été recherchés en PCNC, parmi lesquels deux PFAS n'ont pas été quantifiés (PFDS, PFHxS).

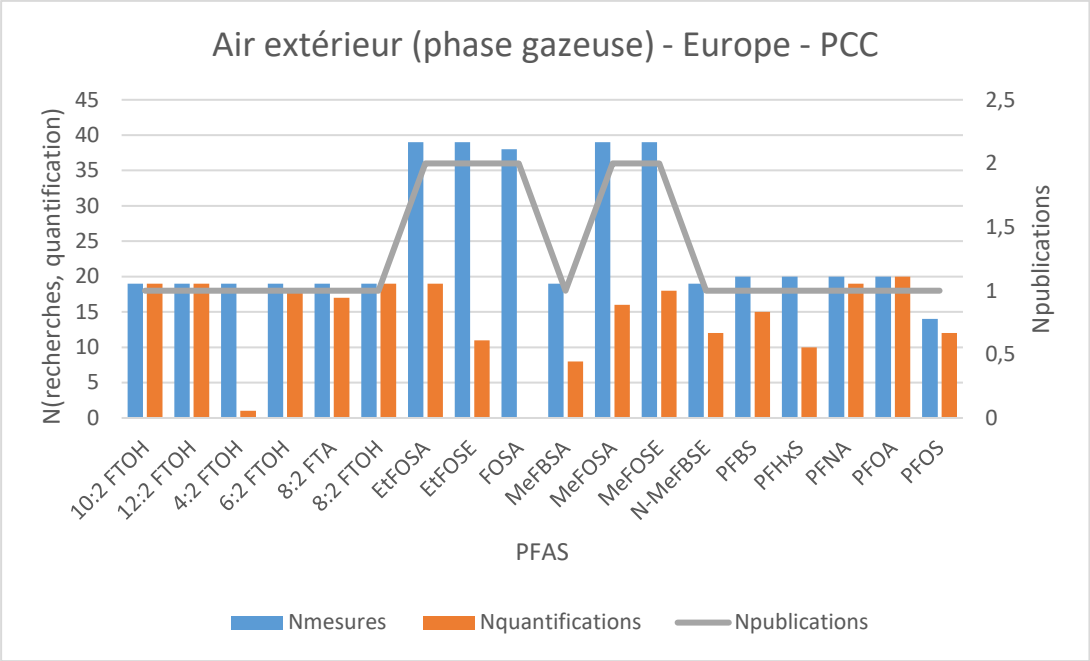


Figure 25 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase gazeuse) en Europe (PCC)

Dix-huit PFAS ont été recherchés en PCC, un PFAS n'a pas été quantifié (EtFOSE).

Les résultats de mesures des PFAS en phase gazeuse sont présentés dans le Tableau 23 (PCNC) et le Tableau 24 (PCC). En contexte PCNC, les concentrations moyennes mesurées varient de 0,2 pg.m^{-3} (PFTrDA) à 256 pg.m^{-3} (6:2 FTOH). En contexte PCC, les concentrations moyennes varient de 0,2 pg.m^{-3} (PFNA) à 113 pg.m^{-3} (8:2 FTOH). De façon générale, les tableaux semblent indiquer que les PFAS pour lesquels les concentrations moyennes sont les plus élevées sont des PFAS neutres (fluorotélomères notamment), même si certains PFAS ioniques sont retrouvés parmi les composés présentant les plus fortes concentrations (PFBA, PFOA).

- Phase particulaire de l'air extérieur

La Figure 26 présente le pourcentage des mesures réalisées par PFAS dans la phase particulaire de l'air en contexte PCNC et PCC. La très grande majorité des données a été acquise en contexte PCNC.

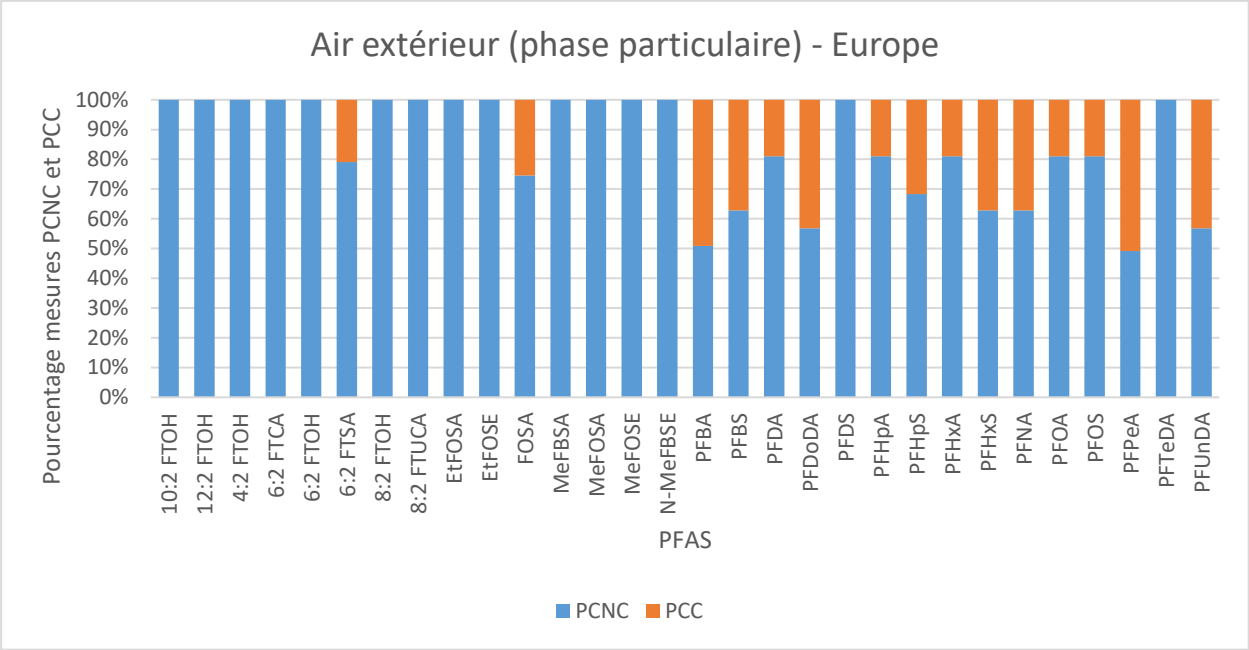


Figure 26 : Pourcentage des mesures réalisées par PFAS dans la phase particulaire de l'air extérieur en contexte PCNC et PCC

La Figure 27 et la Figure 28 présentent, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, le nombre de quantifications et le nombre de publications disponibles pour l'air extérieur (phase particulaire) en Europe en contexte PCNC et PCC respectivement.

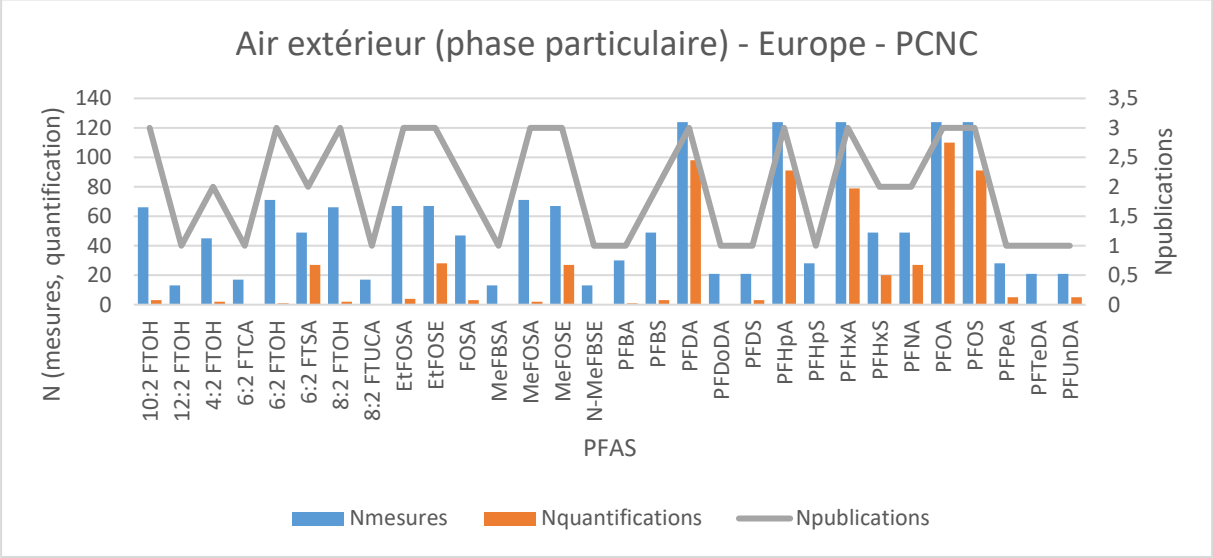


Figure 27 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase particulaire) en Europe (PCNC)

Trente PFAS ont été recherchés en PCNC, parmi lesquels huit PFAS n'ont pas été quantifiés (PFHpS, PFDoDA, PFTeDA, 6:2 FTCA, 8:2 FTUCA, 12:2 FTOH, N-MeFBSE, MeFBSA).

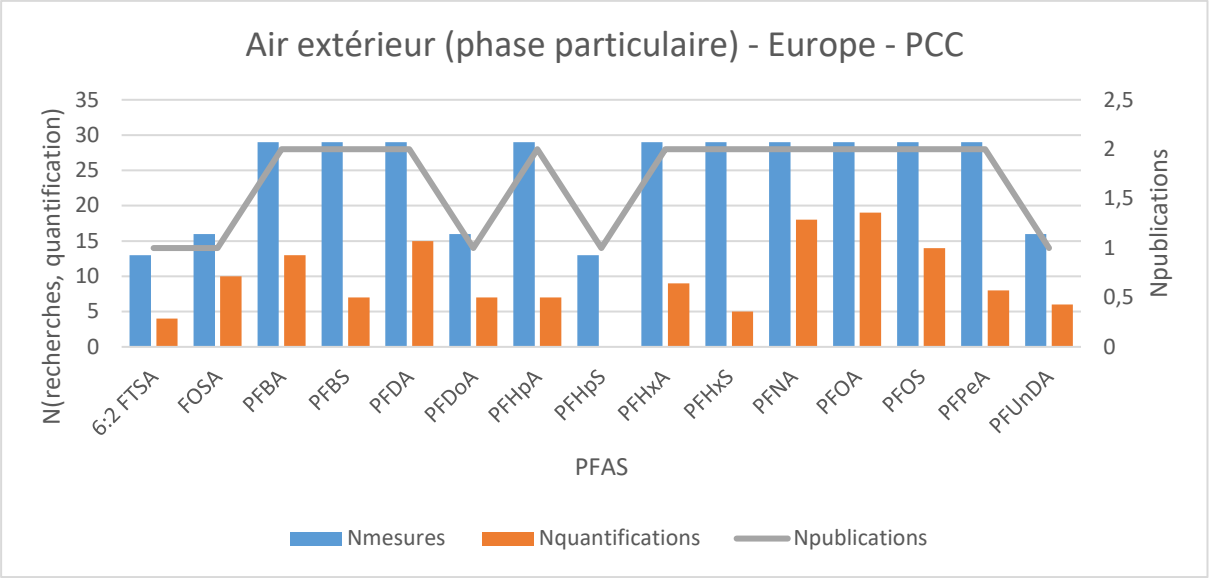


Figure 28 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase particulaire) en Europe (PCC)

Quinze PFAS ont été recherchés en PCC, parmi lesquels un PFAS n'a pas été quantifié (PFHpS).

Les résultats de mesures des PFAS en phase gazeuse sont présentés dans le Tableau 25 (PCNC) et le Tableau 26 (PCC). En contexte PCNC, les concentrations moyennes varient de 0,2 pg.m^{-3} (PFHxS) à 32 pg.m^{-3} (PFOA). En contexte PCC, les concentrations moyennes varient de 0,2 pg.m^{-3} (PFUnDA) à 4,6 pg.m^{-3} (PFBA). De façon générale, les tableaux semblent indiquer que les PFAS présentant les concentrations moyennes les plus élevées sont des PFAS ioniques, même si certains PFAS neutres sont retrouvés parmi les composés présentant les plus fortes concentrations (MeFOSE, 6:2 FTSA, EtFOSE).

- Phase totale de l'air extérieur

Les études présentant des résultats de mesure dans la phase totale de l'air extérieur en Europe ont toutes été réalisées en contexte PCNC. La Figure 29 présentent, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, le nombre de quantifications et le nombre de publications disponibles pour l'air extérieur (phase particulaire) en Europe en contexte PCNC.

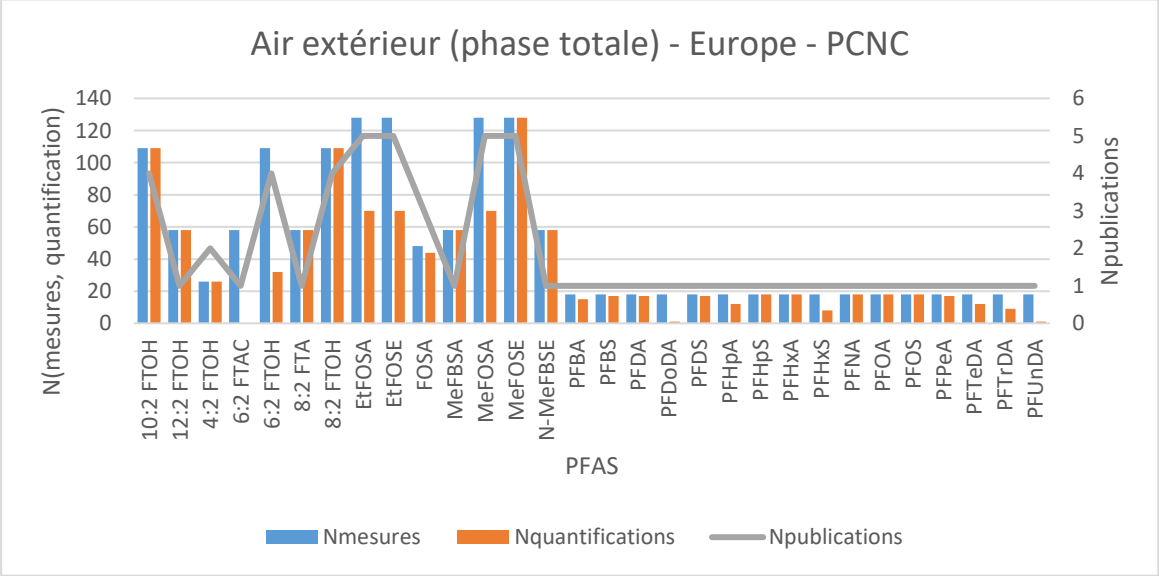


Figure 29 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air extérieur (phase totale) en Europe (PCNC)

Les résultats de mesures des PFAS en phase totale sont présentés dans le Tableau 27. Les concentrations moyennes varient de 0,1 pg.m^{-3} (PFDS) à 135 pg.m^{-3} (8:2 FTOH). D'après les

données présentées dans le tableau, les PFAS présentant les concentrations moyennes les plus élevées sont des PFAS neutres.

Tableau 23 : Bilan des concentrations en pg.m^{-3} des PFAS dans la phase gazeuse de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
6:2 FTOH	0,04	0,90	0,01	100	62	104	78	64	82	256	1,2	32	148	-	-	3420
MeFOSA	0,03	0,49	0,20	120	82	124	98	47	48	147	0,07	5	15	-	-	6610
PFBA	0,30	60			21	21	21	21	100	138	5,6	59	-	-	-	525
8:2 FTOH	0,04	1,8	0,37	24	61	100	74	69	93	63	0,28	62	115	-	-	275
4:2 FTOH	0,50	0,50	0,12	100	37	53	53	31	59	39	1,4	33	81	-	-	117
MeFOSE	0,04	0,75	0,40	80	61	100	74	48	65	27	0,50	11	77	-	-	130
EtFOSE	0,04	0,84	0,10	52	71	110	84	59	70	25	0,05	8	68	-	-	120
10:2 FTOH	0,04	0,70	0,01	9,1	61	100	74	60	81	21	0,02	17	58	-	-	93
EtFOSA	0,03	0,11	0,01	3,7	71	110	84	56	67	18	0,11	2,7	66	-	-	170
PFPeA	0,003	18			21	21	21	6,0	29	16	2,6	14	-	-	-	31
PFHxA	0,003	10			21	21	21	9,0	43	12	1,4	11	-	-	-	33
FOSA	0,02	0,50	0,50	0,50	18	18	18	12	67	11	0,60	10	-	-	-	27
8:2 FTA	0,10	0,10	0,10	0,10	8,0	8,0	8,0	8,0	100	7,2	1,7	6,8	-	-	-	14
12:2 FTOH	0,40	0,40	0,40	25	11	21	21	12	57	6,9	1,8	5,5	-	-	-	21
PFOS	0,005	5,0			35	35	35	29	83	6,2	0,09	3,3	-	-	-	32
PFBS	0,008	0,31			25	25	25	16	64	5,7	0,25	3,1	-	-	-	17
PFHxS	0,008	1,8			35	35	35	23	66	5,2	0,02	2,2	-	-	-	30
PFOA	0,003	1,8			35	35	35	21	60	4,1	0,63	2,7	-	-	-	20
PFHpA	0,003	5,2			21	21	21	13	62	4,0	0,43	2,2	-	-	-	16
PFNA	0,003	1,8			25	25	25	15	60	3,6	0,29	1,6	-	-	-	24
6:2 FTAC	0,50	0,50	0,50	0,50	8	8	8	8	100	3,4	0,40	3,4	-	-	-	7,2
N-MeFBSE	0,10	0,10	0,10	15	11	21	21	8	38	3,2	1,0	2,7	-	-	-	6,4
10:2 FTAC	0,10	0,10	0,10	0,10	8	8	8	8	100	2,8	0,70	2,9	-	-	-	4,6
MeFBSA	0,30	0,30	0,10	0,30	11	21	21	12	57	2,3	0,20	1,5	-	-	-	10
PFUnDA	0,009	0,59			25	25	25	8	32	1,2	0,24	1,1	-	-	-	2,5

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
PFDA	0,006	0,97			25	25	25	12	48	0,74	0,09	0,76	-	-	-	1,4
PFTrDA	0,04	0,08			21	21	21	7	33	0,21	0,09	0,11	-	-	-	0,56

(-) : non calculé

Tableau 24 : Bilan des concentrations en pg.m^{-3} des PFAS dans la phase gazeuse de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
8:2 FTOH	0,29	3,1	0,36	3,8	19	19	19	19	100	113	7,0	75	-	-	-	419
6:2 FTOH	0,19	1,5	0,24	1,9	19	19	19	18	95	53	4,0	16	-	-	-	259
10:2 FTOH	0,21	7,6	0,27	9,5	19	19	19	19	100	29	3,0	22	-	-	-	77
PFOA	0,20	0,20			20	20	20	20	100	27	2,7	19	-	-	-	97
MeFBSA	0,04	0,71	0,07	1,4	19	19	19	8,0	42	27	3,0	25	-	-	-	61
EtFOSA	0,05	0,95	0,10	1,9	39	39	39	19	49	18	1,0	3,0	-	-	-	69
12:2 FTOH	0,21	7,6	0,27	9,5	19	19	19	19	100	17	2,0	12	-	-	-	55
MeFOSA	0,04	0,71	0,07	1,4	39	39	39	16	41	10	3,0	7,0	-	-	-	54
8:2 FTA	0,04	0,38	0,07	0,76	19	19	19	17	90	9,0	1,0	4,0	-	-	-	49
N-MeFBSE	0,04	0,48	0,07	0,95	19	19	19	12	63	4,7	3,0	5,0	-	-	-	7,0
EtFOSE	0,07	0,42	0,14	0,85	39	39	39	11	28	2,9	1,0	3,0	-	-	-	9,0
MeFOSE	0,04	0,48	0,07	0,95	39	39	39	18	46	2,6	1,0	2,0	-	-	-	7,0
PFOS	0,20	0,20			14	14	14	12	86	1,4	0,16	1,5	-	-	-	2,7
PFBS	0,15	0,15			20	20	20	15	75	0,53	0,15	0,38	-	-	-	1,4
PFHxS	0,15	0,15			20	20	20	10	50	0,50	0,17	0,43	-	-	-	1,0
PFNA	0,08	0,08			20	20	20	19	95	0,20	0,08	0,14	-	-	-	0,52

(-) : Non calculé

Tableau 25 : Bilan des concentrations en pg.m^{-3} des PFAS dans la phase particulaire de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
PFOA	0,50	0,50	0,50	6,1	11	124	124	110	89	32	1,5	8,1	-	-	-	552
MeFOSE			0,40	19	28	67	41	27	66	8,9	0,90	6,0	-	-	-	24
6:2 FTSA			0,003	1,4	10	49	49	27	55	8,6	0,18	3,1	-	-	-	22
EtFOSE			0,30	7,5	28	67	41	28	68	6,6	1,2	6,0	-	-	-	15
PFOS	0,25	0,25	0,10	45	11	124	124	91	73	6,1	1,0	5,8	-	-	-	46
PFHxA	0,50	0,50	0,38	56	11	124	124	79	64	5,3	0,50	2,7	-	-	-	107
PFNA			0,006	23	10	49	49	27	55	1,6	0,12	1,7	-	-	-	2,7
PFDA	0,25	0,25	0,01	2,8	11	124	124	98	79	1,3	0,80	0,80	-	-	-	8,3
PFHpA	0,50	0,50	0,004	6,3	11	124	124	91	73	1,3	0,20	0,90	-	-	-	14
PFHxS			0,002	5,9	10	49	49	20	41	0,22	0,04	0,05	-	-	-	1,5

(-) : Non calculé

Tableau 26 : Bilan des concentrations en pg.m^{-3} des PFAS dans la phase particulaire de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
PFBA	0,97	4,1	1,4	41	17	29	29	13	45	4,7	0,50	5,6	-	-	-	8,4
PFOA	0,42	1,6	1,4	16	17	29	29	19	66	3,2	0,20	2,1	-	-	-	6,1
PFNA	0,36	1,6	1,4	16	17	29	29	18	62	2,2	0,10	2,9	-	-	-	3,8
PFPeA	0,69	3,4	1,4	34	17	29	29	8	28	1,3	0,10	0,80	-	-	-	4,7
PFDA	0,36	1,3	1,4	13	17	29	29	15	52	1,1	0,000	0,60	-	-	-	2,1
FOSA	1,7	5,6	3,4	11	16	16	16	10	63	0,95	0,20	0,90	-	-	-	1,9
PFHxA	0,69	3,4	1,4	34	17	29	29	9	31	0,86	0,20	0,50	-	-	-	3,3
PFOS	0,22	1,0	1,4	10	17	29	29	14	48	0,70	0,000	0,50	-	-	-	2,9
PFHpA	0,42	1,6	1,4	16	17	29	29	7	24	0,61	0,10	0,10	-	-	-	2,8
PFBS	0,24	0,82	1,4	8,2	17	29	29	7	24	0,51	0,10	0,20	-	-	-	1,9
PFDoDA	0,44	29	4,4	286	16	16	16	7	44	0,27	0,10	0,10	-	-	-	1,1
PFUnDA	0,78	4,2	7,8	42	16	16	16	6	38	0,22	0,10	0,10	-	-	-	0,80

(-) : Non calculé

Tableau 27 : Bilan des concentrations en en pg.m^{-3} des PFAS dans la phase totale de l'air extérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
8:2 FTOH	0,20	0,20	1,0	3,4	52	109	109	109	100	135	26	26	340	-	-	1 160
6:2 FTOH			1,4	1,8	51	109	51	32	63	53	6,0	52	88	-	-	183
10:2 FTOH	0,10	0,10	0,70	3,4	52	109	109	109	100	39	5,3	5,3	114	-	-	299
4:2 FTOH			1,8	1,8	26	26	26	26	100	38	3,3	32	-	-	-	117
MeFOSE	0,04	0,20	0,23	0,40	71	128	128	128	100	9,09	0,50	1,7	25	-	-	95
MeFOSA	0,02	0,02	0,20	0,73	70	128	70	70	100	8,9	0,29	6,4	22	-	-	36
EtFOSE	0,05	0,05	0,24	0,30	70	128	70	70	100	7,5	0,10	5,9	20	-	-	30
PFOS	0,24	0,24			18	18	18	18	100	5,0	1,9	5,1	-	-	-	7,7
EtFOSA	0,03	0,03	0,30	1,4	70	128	70	70	100	4,3	0,22	2,5	7,1	-	-	72
PFOA	0,25	0,25			18	18	18	18	100	2,6	1,1	2,1	-	-	-	5,5
PFBA	0,01	0,01			18	18	18	15	83	1,8	0,08	0,77	-	-	-	9,0
FOSA	0,02	0,02	0,21	0,60	48	48	48	44	92	1,7	0,07	1,0	4,6	-	-	7,3
PFHxA	0,15	0,15			18	18	18	18	100	1,1	0,47	1,1	-	-	-	2,0
PFHpA	0,80	0,80			18	18	18	12	67	1,1	0,39	1,1	-	-	-	1,9
PFPeA	0,23	0,23			18	18	18	17	94	0,84	0,23	0,77	-	-	-	1,7
PFNA	0,17	0,17			18	18	18	18	100	0,69	0,38	0,63	-	-	-	1,3
PFDA	0,17	0,17			18	18	18	17	94	0,62	0,000	0,63	-	-	-	1,1
PFBS	0,11	0,11			18	18	18	17	94	0,45	0,19	0,39	-	-	-	0,95
PFTrDA	0,11	0,11			18	18	18	9,0	50	0,36	0,16	0,31	-	-	-	0,64
PFTeDA	0,17	0,17			18	18	18	12	67	0,29	0,15	0,19	-	-	-	1,00
PFHxS	0,93	0,93			18	18	18	8	44	0,28	0,05	0,08	-	-	-	1,4
PFHpS	0,03	0,03			18	18	18	18	100	0,13	0,03	0,11	-	-	-	0,28
PFDS	0,03	0,03			18	18	18	17	94	0,10	0,03	0,08	-	-	-	0,36

(-) : Non calculé

7.3.2.2.2 Poussières extérieures

Il n'a pas été identifié de résultats de mesure en PFAS dans les poussières extérieures en Europe.

7.3.2.2.3 Sols

Treize publications présentant des résultats de mesures des PFAS dans les sols en Europe ont été identifiées en contexte PCC et PCNC. Dans toutes les publications recensées, la couche la plus superficielle du sol a été échantillonnée. Pour certaines études, des échantillons ont été également prélevés plus en profondeur dans le sol et dans une étude des carottages ont permis de réaliser des prélèvements dans le substrat rocheux.

Afin d'éviter des informations redondantes pour un site donné (plusieurs prélèvements selon la profondeur), et afin de comparer des échantillons prélevés dans la même couche du sol, le GT n'a conservé que les résultats de mesure dans la couche superficielle du sol pour chacun des sites. Par ailleurs, les experts ont vérifié que lorsque des PFAS étaient quantifiés dans le sol en profondeur, ils étaient également quantifiés dans la couche de surface.

La Figure 30 présente le pourcentage des mesures réalisées par PFAS dans les sols en contexte PCC et PCNC. Pour la plupart des PFAS, la majorité des données ont été acquises en contexte PCNC.

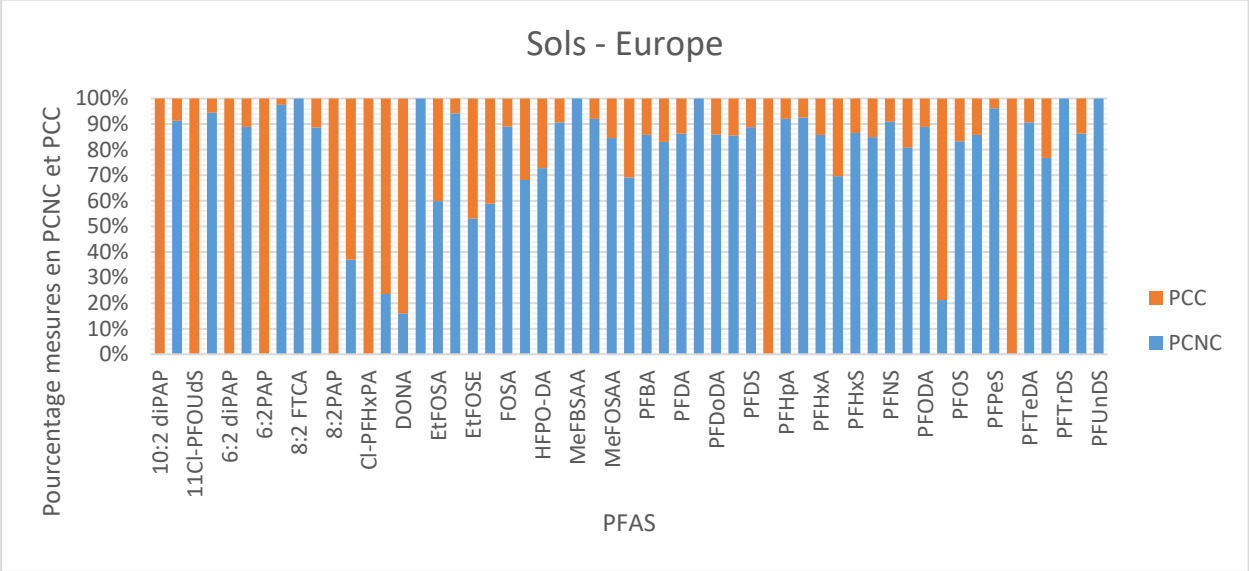


Figure 30 : Pourcentage des mesures réalisées en contexte PCNC et PCC par PFAS dans les sols en Europe

La Figure 31 et la Figure 32 présentent, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, le nombre de quantifications et le nombre de publications disponibles pour le sol en Europe en contexte PCNC et PCC respectivement.

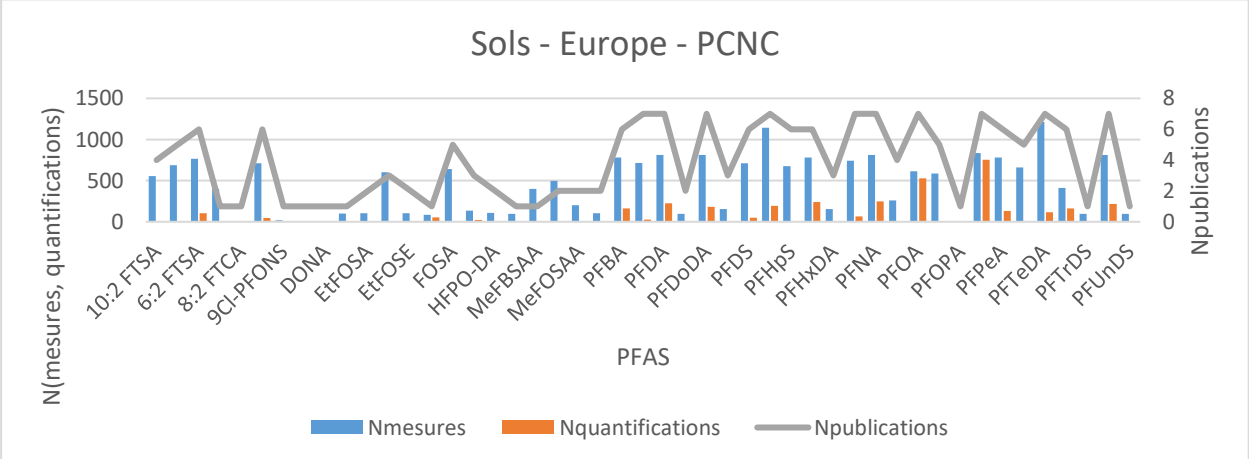


Figure 31 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans le sol en Europe (PCNC)

Quarante-sept PFAS ont été recherchés en contexte PCNC, parmi lesquels 15 PFAS n'ont pas et quantifiés (PFPeS, MeFOSA, MeFOSAA, PFHxDA, PFDoDS, EtFOSA, MeFOSE, PFDMOA, HPFHpA, PFUnDS, PFTrDS, HPFHpA, Cl-PFOS, PFOPA, DONA, 8:2 FTCA).

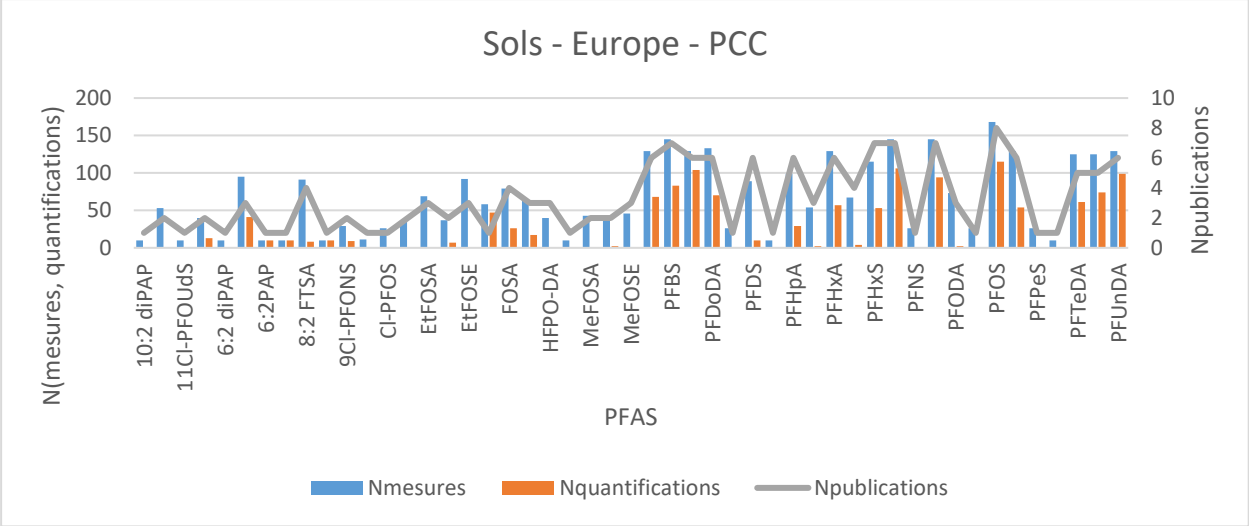


Figure 32 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans le sol en Europe (PCC)

Quarante-neuf PFAS ont été recherchés en PCC, parmi lesquels dix-huit PFAS n'ont pas été quantifiés (10 :2 FTSA, 6 :2 diPAP, 11 Cl-PFOUdS, 10:2 diPAP, Cl-PFHxPA, Cl-PFOS, DONA, EtFOSA, EtFOSE, HFPO-DA, HPFHpA, MeFOSA, PFDoDS, PFECHS, PFNS, PFOPA, PFPeS, PFPrA).

Les résultats de mesures des PFAS dans les sols en Europe sont présentés dans le Tableau 28 (PCNC) et le Tableau 29 (PCC). Les concentrations moyennes varient de 0,06 $ng.g^{-1}$ (PFDS) à 1,2 $ng.g^{-1}$ (PFBS) en contexte PCNC et de 0,04 $ng.g^{-1}$ (PFDS) à 439 $ng.g^{-1}$ (8 :2 diPAP) en contexte PCC.

Tableau 28 : Bilan des concentrations en ng.g^{-1} des PFAS dans les sols en Europe issus de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
PFBS	0,01	0,04	0,003	0,24	200	713	526	25	4,8	1,2	0,07	0,46	-	-	-	5,1
PFOS	0,02	0,02	0,002	0,20	205	835	835	754	90	0,97	0,02	0,56	1,7	3,1	8,6	12
PFOA	0,02	0,06	0,03	0,28	203	613	613	528	86	0,94	0,04	0,82	1,8	2,5	4,5	6,3
PFHxS	0,02	0,05	0,001	0,13	198	741	344	56	16	0,68	0,04	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
PFBA	0,16	0,16	0,003	0,50	168	782	410	141	34	0,55	0,01	0,48	1,1	1,5	2,2	2,6
4:2 FTSA	0,03	0,03	0,03	0,10	164	686	686	6,0	0,88	0,54	0,54	0,54	-	-	-	0,54
PFDA	0,008	0,03	0,02	0,10	203	813	613	214	35	0,53	0,04	0,58	0,90	1,0	1,3	1,5
PFDoDA	0,02	0,05	0,001	0,10	205	813	813	182	22	0,52	0,03	0,60	0,98	0,98	0,98	0,98
PFNA	0,02	0,05	0,002	0,10	200	813	390	209	54	0,42	0,01	0,17	1,1	1,4	2,2	2,6
FOSAA	0,09	0,09	0,004	0,10	39	135	135	21	16	0,39	0,09	0,36	-	-	-	0,88
6:2 FTSA	0,009	0,75	0,02	0,10	194	767	367	95	26	0,38	0,07	0,23	1,2	1,3	2,2	3,0
PFHxA	0,07	0,07	0,002	0,15	169	782	362	212	59	0,36	0,10	0,34	0,72	0,80	0,92	1,2
PFUnDA	0,01	0,03	0,001	0,10	203	813	613	214	35	0,35	0,03	0,21	0,80	1,0	1,5	1,9
FBSA			0,09	0,09	5,0	83	77	54	70	0,34	0,15	0,19	-	-	-	0,98
PFTeDA	0,05	0,24	0,001	0,14	207	1213	1090	113	10	0,34	0,10	0,27	0,45	0,53	0,79	0,79
PFTrDA	0,02	0,03	0,000	0,10	200	413	390	164	42	0,31	0,04	0,24	0,42	0,54	0,73	8,3
PFPeA	0,10	0,10	0,002	0,19	166	782	374	124	33	0,29	0,08	0,20	0,57	0,63	0,72	0,82
PFHpA	0,02	0,07	0,005	0,15	202	1141	830	176	21	0,26	0,01	0,11	0,67	0,87	1,3	1,5
8:2 FTSA	0,008	0,008	0,02	0,11	170	710	610	45	7,4	0,21	0,17	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
PFDS	0,01	0,01	0,001	0,10	170	710	613	50	8,2	0,06	0,04	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07

(-) non calculé

Tableau 29 : Bilan des concentrations en ng.g^{-1} des PFAS dans les sols en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
8:2 diPAP			0,50	0,50	10	10	10	10	100	439	157	285	-	-	-	1 010
8:2PAP			0,50	0,50	10	10	10	10	100	365	149	333	-	-	-	669
6:2PAP			0,50	0,50	10	10	10	10	100	335	54	263	-	-	-	736
EtFOSAA	0,02	0,02	0,50	0,50	37	37	37	7,0	19	72	0,82	27	-	-	-	341
PFDA	0,008	1,7	0,03	5,0	77	129	129	104	81	13	0,04	0,48	0,71	98	267	284
PFOS	0,003	0,10	0,04	0,50	110	168	160	115	72	11	0,002	2,9	8,1	26	198	219
FOSA	0,003	0,02	0,02	0,50	79	79	79	26	33	7,6	0,001	0,001	-	-	-	87
PFDoDA	0,02	3,3	0,05	10	80	133	122	70	57	6,3	0,03	0,55	18	26	113	152
PFOA	0,003	0,33	0,06	1,0	93	145	145	94	65	4,7	0,11	1,0	10	25	72	100
PFPeA	0,10	280	0,06	5,0	75	129	110	41	37	3,6	0,06	0,11	9,88	23	36	39
FOSAA	0,24	0,24	0,16	0,50	63	63	63	17	27	3,3	0,33	0,59	-	-	-	18
FBSA			0,09	0,09	6,0	58	58	47	81	2,9	0,71	2,4	-	-	-	6,7
PFUnDA	0,01	1,7	0,02	5,0	76	129	118	99	84	2,6	0,03	0,19	0,95	13	62	81
PFHxA	0,10	7,6	0,06	0,50	77	129	129	57	44	2,4	0,22	0,41	5,2	16	29	32
8:2 FTSA	0,24	0,24	0,11	0,50	66	91	91	8,0	8,8	1,8	1,8	1,8	-	-	-	1,8
PFNA	0,003	1,7	0,06	5,0	92	145	134	106	79	1,8	0,001	0,21	0,87	10	36	39
PFTrDA	0,02	0,10	0,09	0,50	73	125	125	74	59	1,6	0,02	0,22	7,6	9,22	15	15
PFBS	0,003	0,10	0,05	0,50	92	145	134	83	62	1,6	0,000	0,43	0,97	16	16	16
PFBA	0,10	3,5	0,06	5,0	77	129	129	68	53	1,3	0,15	0,61	4,1	6,7	10	12
PFTeDA	0,02	0,10	0,07	0,50	73	125	125	61	49	0,72	0,08	0,41	0,74	1,7	7,4	15
9Cl-PFONS			0,04	0,50	14	29	29	9,0	31	0,58	0,30	0,61	-	-	-	0,61
6:2 FTSA	0,66	0,66	0,07	0,50	42	95	82	41	50	0,46	0,05	0,31	1,3	1,7	1,9	2,1
PFHpA	0,10	1,7	0,08	5,0	73	99	90	29	32	0,31	0,07	0,27	-	-	-	1,9
PFHxS	0,003	0,17	0,10	0,50	90	115	115	53	46	0,25	0,001	0,09	0,74	0,74	0,74	0,74
PFDS	0,02	0,33	0,02	1,0	74	89	89	10	11	0,04	0,03	0,04	-	-	-	0,04

(-) : Non calculé

7.3.2.2.4 Air intérieur

Douze études présentant des résultats de mesure des PFAS en air intérieur en Europe ont été identifiées. Dans ces études, les PFAS ont été mesurés en phase gazeuse, en phase particulaire ou en phase totale (gazeuse et particulaire). Trente-quatre PFAS ont été recherchés. La Figure 33 présente le nombre de mesures selon le type de prélèvement réalisé (phase gazeuse, particulaire ou totale).

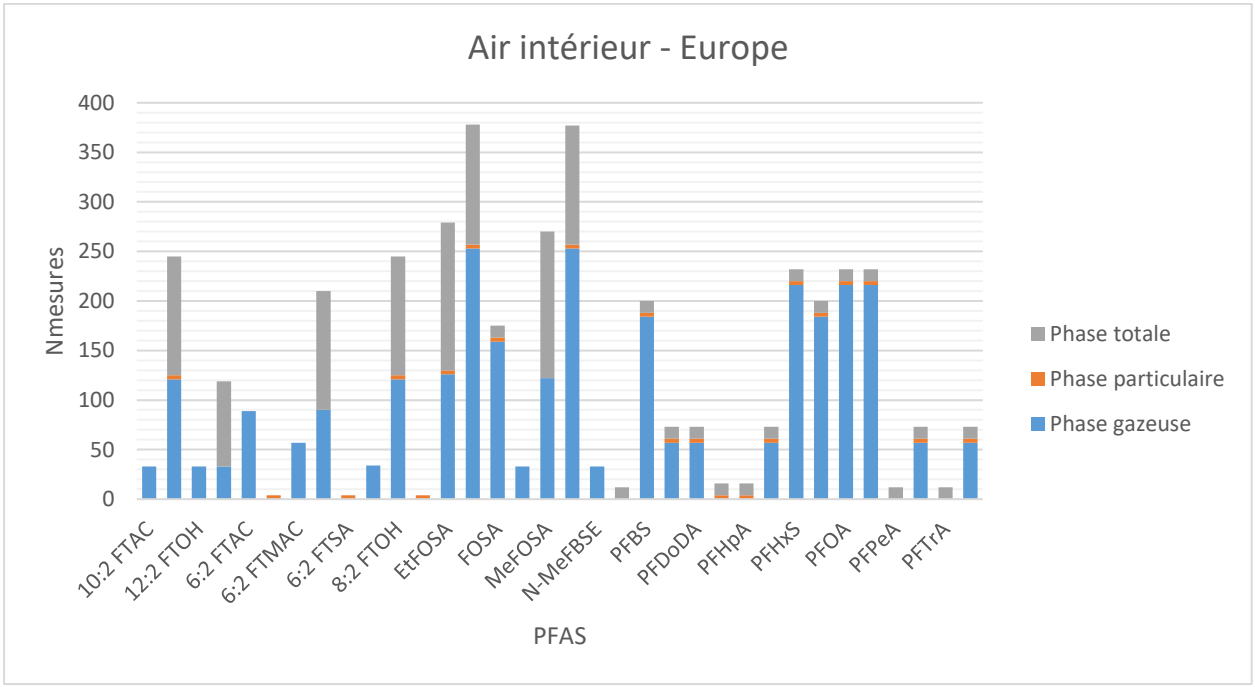


Figure 33 : Nombre de mesures par PFAS en phase gazeuse, particulaire et totale de l'air intérieur en Europe

Toutes les études ont été réalisées en contexte PCNC, dans différents microenvironnements, onze études concernent les logements, cinq études concernent les bureaux, deux études concernent les écoles, une étude concerne les voitures et une étude concerne les universités.

Deux études ayant réalisé des mesures de PFAS dans des magasins vendant des articles constituant probablement des sources spécifiques d'émission de PFAS ont également été identifiées. Les résultats de ces études ont été distingués des résultats des études précédentes réalisées en contexte PCNC. Ils ont été considérés comme liés à un contexte PCC et sont présentés dans le Tableau 32.

Deux études présentant des résultats de mesures de PFAS en environnement professionnel ont été identifiées. Ces deux études avaient pour objectif de caractériser l'exposition aux PFAS de professionnels du fartage de skis. Cependant, les résultats entre les deux études ne sont pas directement comparables et comportent trop peu de données pour en faire une exploitation statistique. Elles ne sont pas discutées dans la suite du rapport.

- Phase gazeuse

La Figure 34 présente, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications disponibles pour l'air intérieur (phase gazeuse) en Europe. Vingt-neuf PFAS ont été recherchés, parmi lesquels trois PFAS n'ont pas été quantifiés (PFTrDA, PFPeDA, PFHpA).

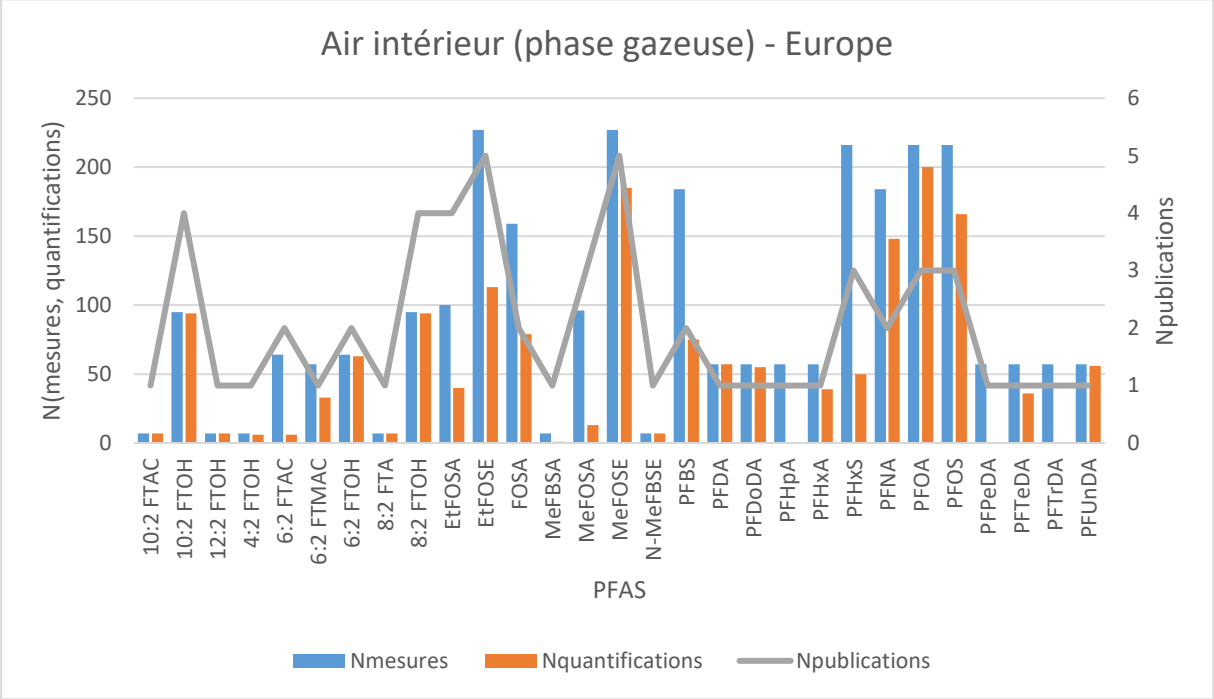


Figure 34 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et d'articles pour les PFAS mesurés dans l'air intérieur (phase gazeuse) en Europe (PCNC)

Le Tableau 30 présente les résultats de mesures des PFAS dans la phase gazeuse de l'air intérieur en Europe.

Les concentrations moyennes mesurées varient de 3,6 pg.m^{-3} (PFNA) à 4670 pg.m^{-3} (8 :2 FTOH). D'après le tableau, les PFAS qui semblent les plus concentrés sont des PFAS neutres (fluorotélomères notamment).

- Phase particulaire

La Figure 35 présente, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, le nombre de quantification et le nombre de publications disponibles pour l'air intérieur (phase particulaire) en Europe. Une seule publication a été identifiée.

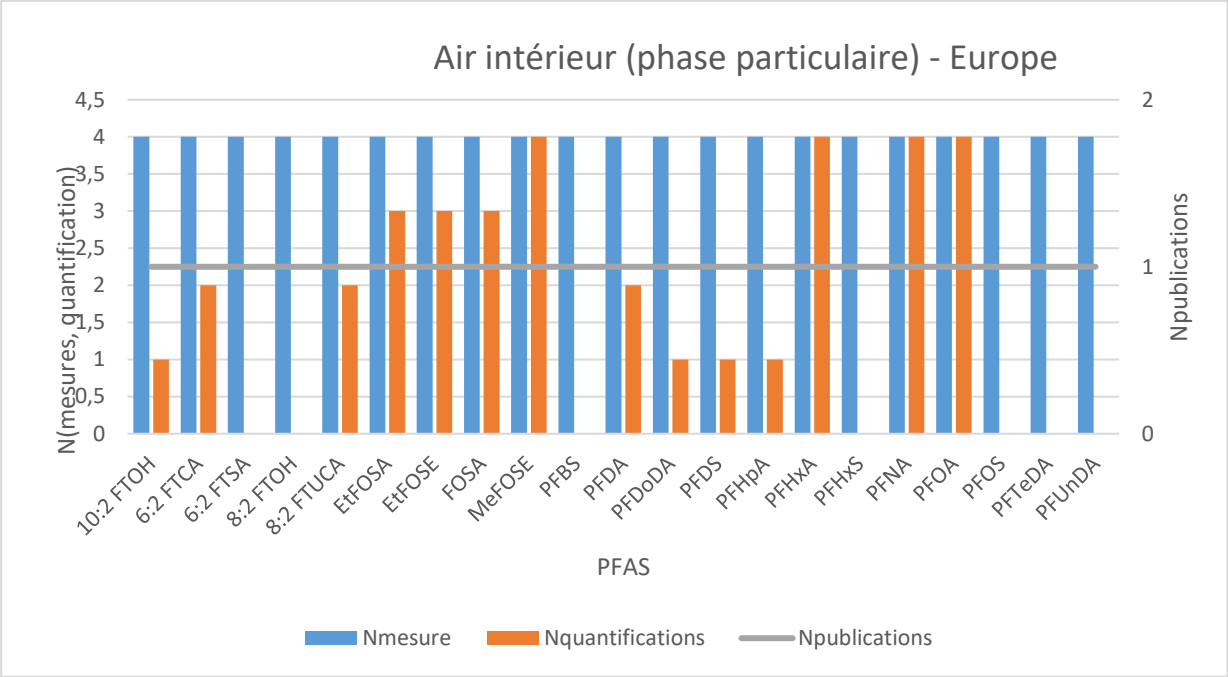


Figure 35 : Nombre de mesures réalisées, de quantifications et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air intérieur (phase particulaire) en Europe (PCNC)

Vingt et un PFAS ont été recherchés, parmi lesquels sept PFAS n'ont pas été quantifiés (PFUnDA, PFTeDA, PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTSA, 8 :2 FTOH).

- Phase totale

La Figure 36 présente, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, le nombre de quantifications et le nombre de publications disponibles pour l'air intérieur (phase totale) en Europe.

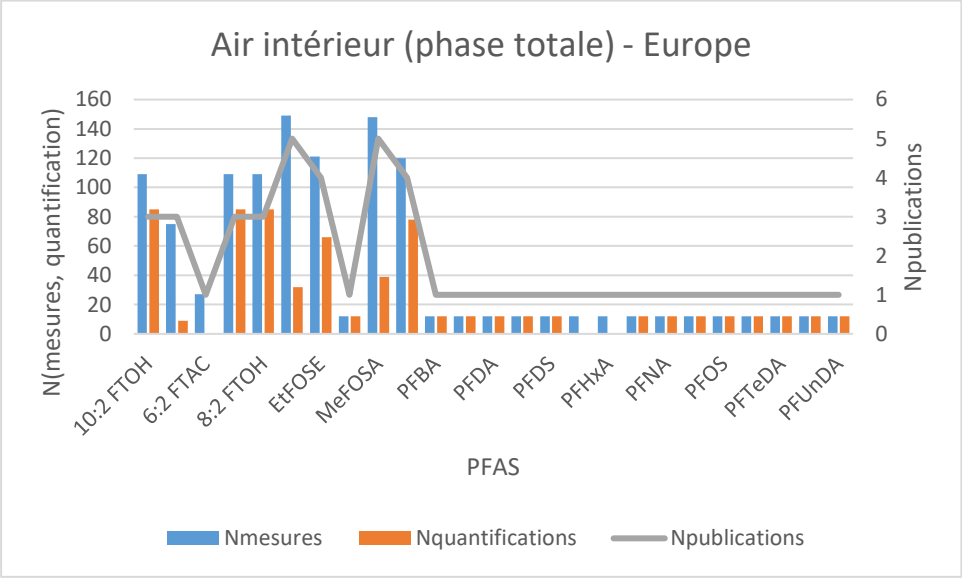


Figure 36 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans l'air intérieur (phase totale) en Europe (PCNC)

Vingt-cinq PFAS ont été recherchés, parmi lesquels trois PFAS n'ont pas été quantifiés (6:2 FTAC, PFHxA, PFHpA).

Le Tableau 31 présente les résultats de mesures des PFAS dans la phase totale de l'air intérieur en Europe.

Les concentrations moyennes mesurées varient de 0,54 pg.m^{-3} (PFTrDA) à 23 000 pg.m^{-3} (8:2 FTOH). D'après le Tableau 30, les PFAS qui semblent les plus concentrés sont des PFAS neutres (fluorotélomères notamment).

Tableau 30 : Bilan des concentrations en pg.m^{-3} des PFAS dans la phase gazeuse de l'air intérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
8:2 FTOH	1,8	445	100	150	15	95	95	94	99	4 670	410	4 250	-	-	-	18 500
N-MeFBSE	0,10	0,10			7	7	7	7	100	2 750	1 570	2 590	-	-	-	3 760
8:2 FTA	0,10	0,10			7	7	7	7	100	2 420	15	1 580	-	-	-	7 920
6:2 FTOH	0,90	290			8,0	64	64	63	98	1 960	926	1 810	-	-	-	11 500
10:2 FTOH	0,70	59	44	50	15	95	95	94	99	1 360	44	1 240	-	-	-	5 370
4:2 FTOH	0,50	0,50	1,2	1,2	7	7	7	6	86	1 110	559	1 150	-	-	-	1 440
12:2 FTOH	0,40	0,40			7	7	7	7	100	1 110	500	855	-	-	-	2 050
10:2 FTAC	0,10	0,10			7	7	7	7	100	1 020	522	838	-	-	-	2 170
6:2 FTAC	0,50	0,50			7	64	7	6	86	722	88	170	-	-	-	3 560
MeFOSA	0,40	2,5			39	96	39	13	33	540	3,0	677	-	-	-	1 330
EtFOSE	0,10	8,1	80	80	45	227	227	113	50	504	0,69	24	1 570	-	-	5 760
EtFOSA	0,10	5,0	100	100	40	100	43	40	93	492	12	70	1 360	-	-	6 630
MeFOSE	0,20	8,2	50	50	45	227	227	185	82	402	12	90	1 090	-	-	6 020
PFOA	0,20	1,9			37	216	216	200	93	100	13	72	210	-	-	440
FOSA	0,20	2,5			36	159	159	79	50	51	0,24	3,6	97	-	-	1 300
PFOS	0,22	1,0			37	216	216	166	77	47	1,0	22	188	-	-	400
PFHxS	0,40	1,9			34	216	97	50	52	37	0,15	7,0	111	-	-	330
PFNA	0,30	0,57			5,0	184	184	148	80	3,6	2,1	3,5	-	-	-	5,2

(-) : Non calculé

Tableau 31 : Bilan des concentrations en pg.m^{-3} des PFAS dans la phase totale de l'air intérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
8:2 FTOH	1,4	2,5	0,32	0,32	10	109	109	85	78	23 000	3 150	29 400	-	-	-	29 400
10:2 FTOH	0,03	5,4	0,76	0,76	10	109	109	85	78	9 910	1 230	12 300	-	-	-	12 300
6:2 FTOH	0,23	0,97	0,79	0,79	10	109	109	85	78	6 540	16	8 550	-	-	-	9 830
MeFOSE	0,12	71	0,90	0,90	21	120	120	78	65	1 260	3,4	2 050	-	-	-	2 050
EtFOSE	0,15	50	0,70	0,70	22	121	121	66	55	395	2,0	156	-	-	-	776
MeFOSA	0,05	35	0,35	0,35	22	148	121	39	32	298	0,58	14	-	-	-	1 350
4:2 FTOH	7,0	7,0	0,94	0,94	9,0	75	48	9,0	19	101	4,8	24	-	-	-	618
EtFOSA	0,05	54	0,36	0,36	24	149	136	32	24	72	0,62	9,6	-	-	-	1 290
PFBA	0,11	0,11			12	12	12	12	100	30	10	29	-	-	-	56
PFPeA	0,21	0,21			12	12	12	12	100	23	4,4	9,7	-	-	-	79
PFOA	0,04	0,04			12	12	12	12	100	5,1	3,3	5,1	-	-	-	8,5
PFOS	0,03	0,03			12	12	12	12	100	2,0	1,2	1,8	-	-	-	3,1
PFNA	0,04	0,04			12	12	12	12	100	1,9	1,2	1,7	-	-	-	2,8
PFUnDA	0,04	0,04			12	12	12	12	100	1,5	1,1	1,5	-	-	-	1,9
PFDS	0,03	0,03			12	12	12	12	100	1,4	0,88	1,4	-	-	-	2,0
PFDA	0,03	0,03			12	12	12	12	100	1,4	1,0	1,5	-	-	-	1,9
PFDoDA	0,06	0,06			12	12	12	12	100	1,3	0,93	1,3	-	-	-	1,6
PFTeDA	0,06	0,06			12	12	12	12	100	1,2	0,82	1,2	-	-	-	1,5
FOSA	0,004	0,004			12	12	12	12	100	0,84	0,55	0,85	-	-	-	1,3
PFHxS	0,05	0,05			12	12	12	12	100	0,62	0,25	0,65	-	-	-	1,2
PFBS	0,03	0,03			12	12	12	12	100	0,58	0,20	0,46	-	-	-	1,2
PFTrDA	0,02	0,02			12	12	12	12	100	0,54	0,37	0,53	-	-	-	0,68

(-) : Non calculé

Tableau 32 : Bilan des concentrations en pg.m^{-3} des PFAS dans l'air intérieur en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	Phase air	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
8:2 FTOH	Phase gaz.	1,8	1,8			26	26	26	26	100	61200	481	14900	-	-	-	393000
8:2 FTOH	Phase tot.			40	40	11	11	11	11	100	38100	250	8430	-	-	-	286000
8:2 FTA	Phase gaz.	0,10	0,10			27	27	27	26	96	25400	128	805	-	-	-	178000
N-MeFBSE	Phase gaz.	0,10	0,10			26	26	26	26	100	17400	582	6940	-	-	-	178000
10:2 FTOH	Phase gaz.	0,70	0,70			26	26	26	23	89	13500	308	3050	-	-	-	109000
6:2 FTOH	Phase tot.			40	40	11	11	11	11	100	13400	150	1070	-	-	-	46800
6:2 FTOH	Phase gaz.	0,90	0,90			26	26	26	25	96	11400	181	3700	-	-	-	74000
10:2 FTOH	Phase tot.			40	40	11	11	11	11	100	8560	110	3370	-	-	-	57500
12:2 FTOH	Phase gaz.	0,40	0,40			26	26	26	25	96	6040	180	1300	-	-	-	38700
EtFOSE	Phase gaz.	0,10	0,10			26	26	26	26	100	4830	689	1930	-	-	-	17900
MeFOSE	Phase gaz.	0,20	0,20			26	26	26	26	100	4210	923	1560	-	-	-	13800
10:2 FTAC	Phase gaz.	0,10	0,10			26	26	26	22	85	4200	49	384	-	-	-	23700
MeFBSA	Phase gaz.	0,30	0,30			26	26	26	23	89	1370	417	1140	-	-	-	4310
MeFOSA	Phase gaz.	0,40	0,40			26	26	26	26	100	1070	77	1080	-	-	-	2740
EtFOSA	Phase gaz.	0,10	0,10			26	26	26	26	100	1020	51	949	-	-	-	2130
6:2 FTAC	Phase gaz.	0,50	0,50			25	25	25	23	92	853	60	275	-	-	-	4690
4:2 FTOH	Phase gaz.	0,50	0,50	1,2	1,2	26	26	26	11	42	552	313	437	-	-	-	1480

(-) : Non calculé

7.3.2.2.5 Poussières intérieures

Dix-neuf études présentant des résultats de mesures de PFAS dans les poussières intérieures en Europe ont été identifiées.

Toutes les mesures ont été réalisées en contexte PCNC dans différents microenvironnements, la majorité des études concernent les logements (17 études). Des résultats de mesures sont également disponibles pour les bureaux (6 études), les écoles et crèches (4 études), les voitures (4 études) et les universités (1 étude).

Trois études présentant des résultats de mesures en environnement professionnel ont été identifiées. Ces études ont été conduites dans différents environnements professionnels (ateliers mécaniques, ateliers électrotechniques, industries de recyclage de déchets électroniques, industries du plastique et du caoutchouc, etc.). Cependant, cela correspond à trop peu de données pour en faire une exploitation statistique. Ces données ne sont pas rapportées dans la suite du document.

La Figure 37 présente, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées, le nombre de quantification et le nombre de publications disponibles pour les poussières intérieures en Europe. Quarante-six PFAS ont été recherchés, parmi lesquels quatre PFAS n'ont pas été quantifiés (4 :2 FTOH, MeFOSAA, 10 :2 FTUCA, PFHxPA).

Le Tableau 33 présente les résultats de mesure des PFAS dans les poussières intérieures en Europe. Les concentrations moyennes mesurées varient de 0,72 $ng.g^{-1}$ (PFPiA) à 556 $ng.g^{-1}$ (PFHxS)

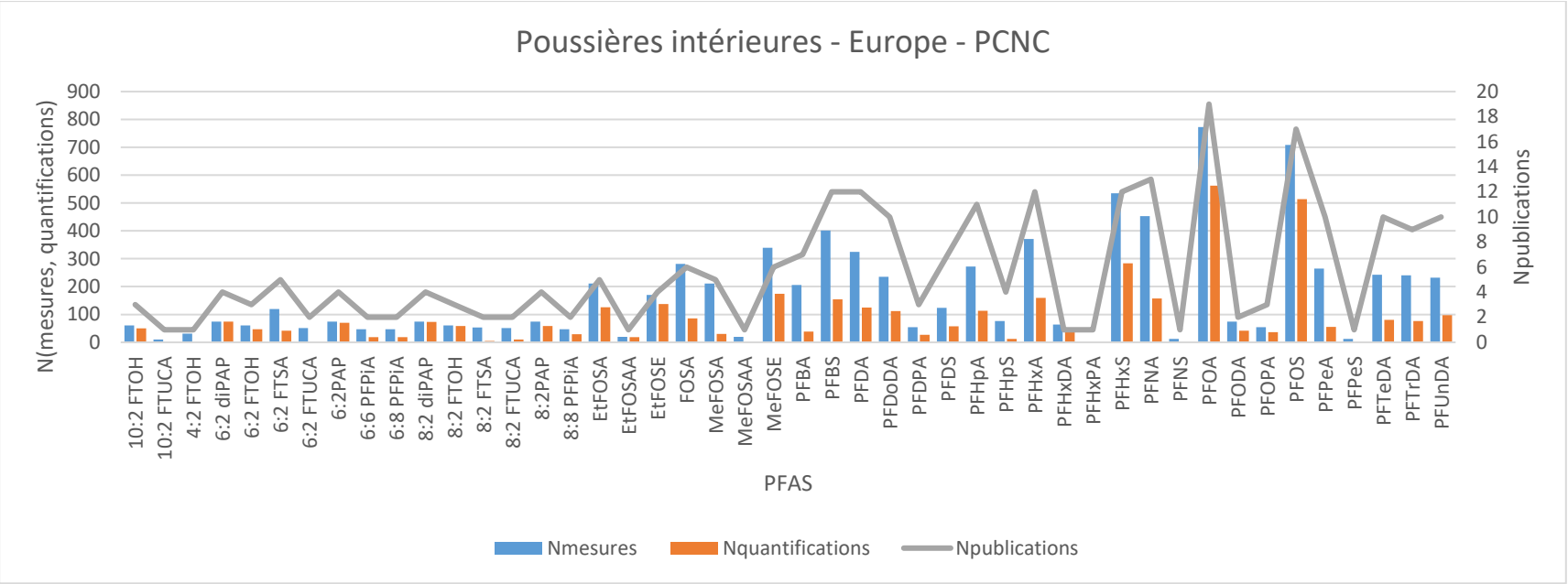


Figure 37 : Nombre de mesures réalisées, de quantification et de publications pour les PFAS mesurés dans les poussières intérieures en Europe (PCNC)

Tableau 33 : Bilan des concentrations en ng.g^{-1} dans les poussières intérieures en Europe issues de la littérature triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
PFHxS	0,003	0,17	0,04	0,50	234	535	429	255	59	556	0,02	38	820	2 660	6 840	34 000
EtFOSE	0,03	0,12	0,10	0,18	170	170	170	137	81	553	0,08	110	1 240	3 340	-	13 000
MeFOSE	0,04	0,22	0,13	0,49	175	339	339	174	51	404	0,09	76	957	1 830	5 660	8 400
6:2 diPAP	0,002	1,0	0,007	0,50	55	74	105	105	100	316	2,0	110	1 140	-	-	1 290
PFOA	0,03	1,5	0,06	12	306	773	644	529	82	186	1,5	38	428	812	2 400	6 000
PFOS	0,008	0,60	0,03	12	246	709	584	505	87	147	0,19	47	296	556	1 300	7 400
EtFOSA	0,03	0,07	0,09	0,46	171	211	211	126	60	105	0,07	42	250	400	-	840
FOSA	0,02	0,30	0,33	5,0	158	281	217	78	36	89	0,29	23	153	-	-	1 900
8:2 FTSA	0,68	0,68	3,1	3,1	13	53	53	5	9,43	79	15	50	-	-	-	177

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
8:2 diPAP	0,01	1,0	0,03	2,8	55	74	105	104	99	76	2,0	64	108	-	-	918
PFDS	0,002	1,0	0,03	0,23	47	124	106	57	54	74	0,27	3,5	200	-	-	1 920
MeFOSA	0,03	0,10	0,08	0,34	171	211	211	30	14	67	0,07	22	96	-	-	1 000
6:2PAP	0,85	2,3	2,8	7,0	55	74	105	100	95	62	0,20	16	151	-	-	459
8:2PAP	0,48	1,7	1,6	5,0	55	74	105	90	86	61	0,46	10	194	-	-	423
6:2 FTSA	0,67	0,68	1,2	2,0	60	120	131	73	56	43	1,2	3,4	23	-	-	2 340
PFOPA	0,07	0,17	0,22	0,50	54	54	85	67	79	37	1,5	5,5	22	-	-	1 770
PFBA	0,06	10	31	31	70	206	120	27	23	34	1,8	18	-	-	-	306
PFHpS	0,01	0,09	0,04	0,30	36	76	76	12	16	24	0,20	0,33	-	-	-	276
PFUnDA	0,03	0,90	0,09	2,7	131	232	181	80	44	23	0,30	2,6	16	122	-	614
PFBS	0,001	0,25	0,01	5,0	100	401	295	133	45	22	0,35	17	19	19	-	1 090
8:2 FTOH	0,04	0,60			12	61	61	58	95	22	0,15	30	-	-	-	30
PFHxA	0,02	0,83	0,57	2,5	177	371	267	154	58	20	0,20	13	33	35	-	363
PFDPA	0,06	0,17	0,19	0,50	54	54	85	27	32	18	0,40	6,5	-	-	-	76
10:2 FTOH	0,02	0,60			12	61	61	50	82	15	0,15	18	-	-	-	18
PFDA	0,02	1,9	0,08	5,6	130	325	201	109	54	12	0,20	7,7	20	23	-	100
6:2 FTOH	0,004	0,60			12	61	61	47	77	11	0,008	19	-	-	-	19
PFDoDA	0,01	0,70	0,12	2,6	94	235	184	96	52	11	0,31	8,2	22	22	-	110
PFHpA	0,10	0,70	0,33	5,2	131	272	221	102	46	9,05	0,33	7,3	11	13	-	213
PFPeA	0,01	3,3	0,06	10	124	265	214	27	13	8,9	0,10	5,1	-	-	-	52
PFTrDA	0,04	1,8	0,13	5,3	118	240	189	38	20	7,7	0,05	8,0	8,8	-	-	77
PFNA	0,03	0,57	0,09	4,9	134	453	317	158	50	6,7	0,04	4,4	20	29	-	44
PFTeDA	0,04	1,0	0,15	5,0	121	243	192	55	29	5,5	1,0	2,5	8,7	-	-	56
8:2 FTUCA	0,003	0,003	1,5	1,5	11	51	51	10	20	3,3	0,01	0,04	-	-	-	11
6:8 PFPiA	0,17	0,17	0,50	2,8	47	47	78	50	64	1,3	0,30	0,60	1,9	-	-	16
6:6 PFPiA	0,17	0,17	0,10	0,50	47	47	78	50	64	1,1	0,30	0,30	1,9	-	-	16
8:8 PFPiA	0,30	0,30	0,90	2,8	47	47	78	60	77	0,72	0,10	0,30	1,4	-	-	11

(-) : Non calculé

7.3.2.3 Bases de données

Il n'existe pas de base de données documentant des résultats de mesures des PFAS dans l'air (intérieur, extérieur, air des lieux de travail) et les poussières en France.

Une base de données présentant des résultats de mesure des PFAS dans le sol a été transmise par l'ARS Aura. Les échantillons ont été prélevés sur plusieurs sites en contexte PCC et sur 3 sites témoins (PCNC), à différentes profondeurs pour chacun des sites. Les données présentées dans le bilan de contamination ne concernent que les résultats de mesure dans la couche superficielle du sol. Trente-huit PFAS ont été mesurés au total dans cette étude.

La Figure 38 présente le nombre de mesures réalisées par PFAS dans les sols en contexte PCC et PCNC. La majorité des données ont été acquises en contexte PCC.

La Figure 39 et la Figure 40 présentent, pour chaque PFAS, le nombre de mesures réalisées et le nombre de quantifications en contexte PCNC et PCC respectivement.

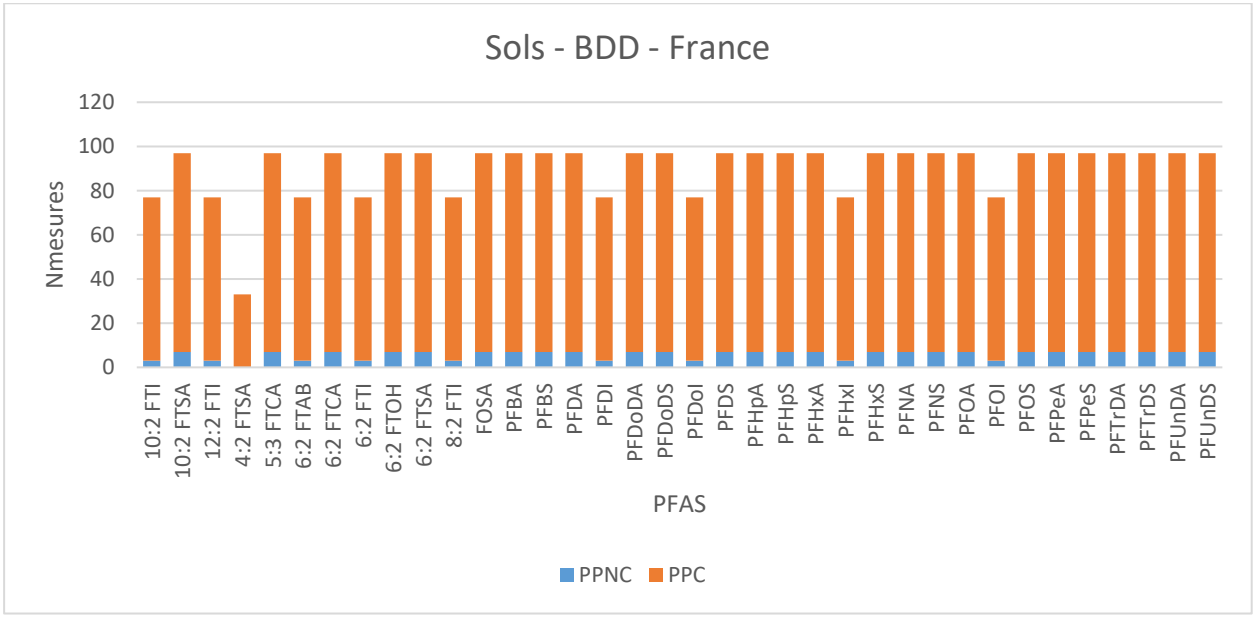


Figure 38 : Nombre de mesures réalisées par PFAS dans le sol, issues de la BDD de l'ARS Aura en PCC et en PCNC

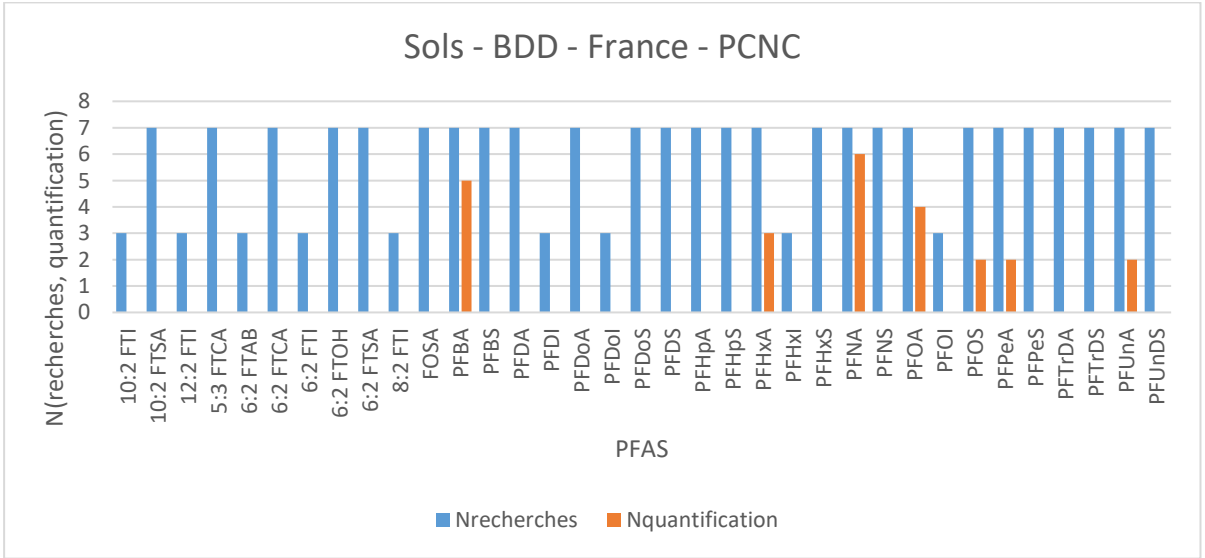


Figure 39 : Nombres de mesures et de quantifications par PFAS dans le sol, issues de la BDD de l'ARS ARA en PCNC

Trente-cinq PFAS ont été recherchés en PCNC, parmi lesquels 28 n'ont pas été quantifiés (PFDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS, FOSA, 6:2 FTSA, 10 :2 FTSA, 6 :2 FTOH, PFHpA, 6 :2 FTCA, 5 :3 FTCA, PFHxI, PFOI, PFDI, PFDoI, 6 :2 FTI, 8 :2 FTI, 10 :2 FTI, 6 :2 FTAB, 12 :2 FTI).

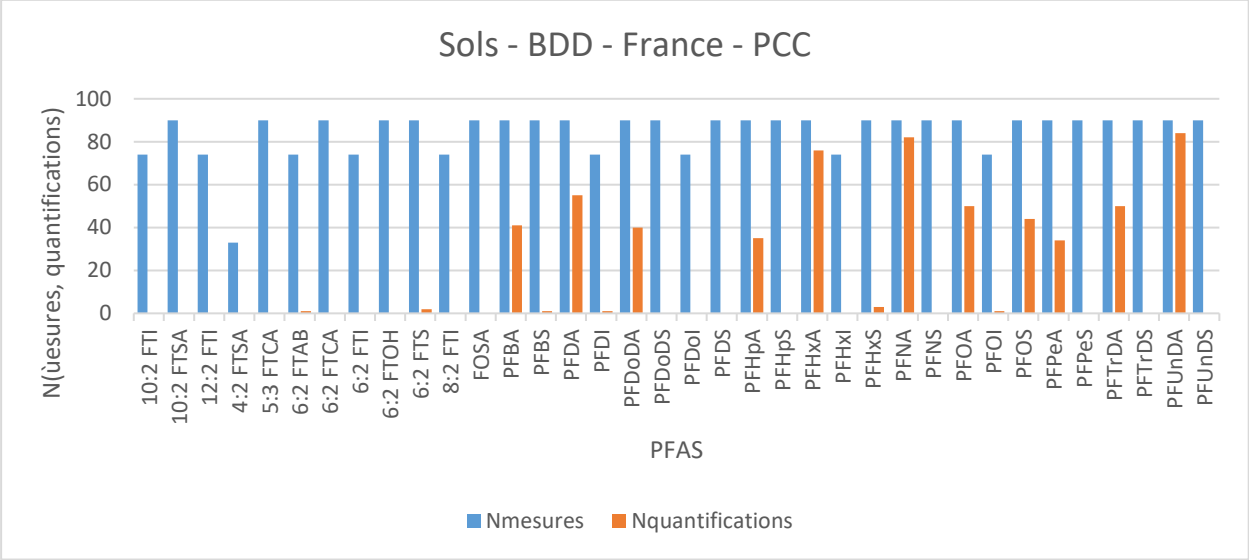


Figure 40 : Nombres de mesures réalisées et de quantifications par PFAS dans le sol, issues de la BDD de l'ARS ARA en PPC

Trente-six PFAS ont été recherchés en contexte PCC, parmi lesquels 19 n'ont pas été quantifiés (PFPeS, PFHpS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoS, PFTrDS, FOSA, 10 :2 FTSA, 6 :2 FTOH, 6 :2 FTCA, 5 :3 FTCA, PFHxI, PFDoI, 6 :2 FTI, 8 :2 FTI, 10 :2 FTI, 12 :2 FTI, 4 :2 FTSA).

Le Tableau 34 et le Tableau 35 présentent respectivement les résultats de mesure des PFAS dans les sols transmis par l'ARS Aura en contexte PCNC et PCC.

En contexte PCNC, une seule substance présente un nombre de données quantifiées supérieur à 5 (PFNA). La concentration moyenne est de 1,4 $ng.g^{-1}$. En contexte PCC, les concentrations moyennes mesurées varient de 1,1 $ng.g^{-1}$ (PFBA) à 26,1 $ng.g^{-1}$ (PFNA).

Tableau 34 : Bilan des concentrations en ng.g^{-1} dans les sols transmises par l'ARS Aura triées par concentration moyenne décroissante (PCNC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
PFNA			0,36	0,36	7	7	7	6	86	1,4	0,66	1,2	-	-	-	2,8

(-) : Non calculé

Tableau 35 : Bilan des concentrations en ng.g^{-1} dans les sols transmis par l'ARS Aura triées par concentration moyenne décroissante (PCC) (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif.	moy	min	med	P90	P95	P99	max
PFUnDA			0,36	0,36	90	90	90	84	93,3	26,1	0,001	4,8	84,0	110,0	-	470,0
PFNA			0,36	0,36	90	90	90	82	91,1	12,6	0,47	5,3	33,0	44,8	-	126,0
PFTrDA			0,36	0,36	90	90	90	50	55,6	9,75	0,35	4,0	21,8	-	-	89,0
PFHxA			0,36	0,36	90	90	90	76	84,4	3,0	0,34	1,4	9,05	-	-	16,8
PFDoDA			0,36	0,36	90	90	90	40	44,4	2,1	0,30	1,1	5,2	-	-	11,4
PFPeA			0,36	0,36	90	90	90	34	37,8	2,0	0,34	1,1	5,3	-	-	7,0
PFOA			0,36	0,36	90	90	90	50	55,6	1,9	0,35	1,4	2,9	-	-	19,0
PFDA			0,36	0,36	90	90	90	55	61,1	1,9	0,42	1,5	3,4	-	-	12,9
PFOS			0,36	0,36	90	90	90	47	52,2	1,9	0,36	1,5	3,1	-	-	13,3
PFHpA			0,36	0,36	90	90	90	35	38,9	1,4	0,43	1,2	2,6	-	-	3,1
PFBA			0,36	0,36	90	90	90	41	45,6	1,1	0,38	0,94	2,0	-	-	2,9

(-) : Non calculé

7.3.2.4 Synthèse

Actuellement, il n'existe pas de programme de surveillance en France des PFAS dans l'air, les poussières et le sol. Les données identifiées dans la littérature et transmises lors des sollicitations relatives à la mesure de PFAS dans ces compartiments sont limitées. En particulier, aucune donnée dans l'air intérieur en France n'a été identifiée. Par conséquent, la revue de la littérature a été étendue aux données européennes.

Dans l'air extérieur, les quelques données recensées dans la littérature issues de trois études menées dans le cadre du projet GAPS (résultats de mesure en phase gazeuse uniquement) rapportent des concentrations maximales variant du pg.m^{-3} à 200 pg.m^{-3}. Les composés retrouvés aux plus fortes concentrations sont le 8:2 FTOH, le PFOA et le PFBA. En février 2025, ATMO AuRA a communiqué sur des premiers résultats de mesures de 38 PFAS réalisées en 2024 dans la région lyonnaise (données non prises en compte dans le bilan). Les concentrations mesurées sont de l'ordre de la dizaine de pg.m^{-3} en milieu urbain sur la commune de Lyon, et de l'ordre de la centaine de pg.m^{-3} sur la commune de Pierre-Bénite, en milieu urbain sous l'influence des émissions des producteurs de PFAS. Parmi les composés mesurés, le PFHxA et le 6:2 FTSA sont ceux retrouvés aux concentrations les plus importantes. Le PFOA et le PFOS ont également été retrouvés dans les prélèvements mais à des concentrations plus faibles.

Quinze études présentant des résultats de mesures des PFAS dans l'air extérieur en Europe ont été sélectionnées. Elles ont permis d'identifier des données de contamination pour 11 PFAS pour lesquels aucune donnée en France n'a été identifiée. Concernant les PFAS pour lesquels des données sont disponibles à la fois en France et dans d'autres pays européens, les gammes de concentrations mesurées dans les études européennes en PCNC en phase gazeuse sont du même ordre de grandeur qu'en France. Le nombre de données disponibles en PCC est beaucoup plus faible, les concentrations mesurées en PCC sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en PCNC. De façon générale, les composés retrouvés aux plus fortes concentrations en phase gazeuse sont les PFAS neutres et les composés retrouvés aux plus fortes concentrations en phase particulaire sont les PFAS ioniques.

Le Tableau 36 présente la répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans l'air extérieur en France et en Europe.

Tableau 36 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans l'air extérieur en Europe (Nq > 5)

Gamme conc. moy. pg.m^{-3}	PCNC Phase gazeuse	PCNC Phase particulaire	PCNC Phase totale	PCC Phase gazeuse	PCC Phase particulaire
100-300	6:2 FTOH, MeFOSA, PFBA		8:2 FTOH	8:2 FTOH	
10-100	8:2 FTOH, 4:2 FTOH, MeFOSE, EtFOSE, 10:2 FTOH, EtFOSA, PFPeA, PFHxA, FOSA	PFOA	6:2 FTOH, 10:2 FTOH, 4:2 FTOH	6:2FTOH, 10:2 FTOH, PFOA, MeFBSA, EtFOSA, 12:2 FTOH, MeFOSA	
1-10	8:2 FTA, 12:2 FTOH, PFOS, PFBS, PFHxS, PFOA, PFHpA, PFNA, 6:2FTAC, MeFBSA, PFUnDA	MeFOSE, 6:2 FTSA, EtFOSE, PFOS, PFHxA, PFNA, PFDA, PFHpA	MeFOSE, MeFOSA, EtFOSE, PFOS, EtFOSA, PFOA, PFBA, FOSA, PFHxA, PFHpA	8:2FTA, N-MeFBSE, EtFOSE, MeFOSE, PFOS	PFBA, PFOA, PFNA, PFPeA, PFDA
0,1-1	PFDA, PFTrDA	PFHxS	PFPeA, PFNA, PFDA, PFBS, PFTrDA, PFTeDA, PFHxS, PFHpS, PFDS	PFNA, FBS, PFHxS	FOSA, PFHxA, PFOS, PFHpA, PFBS, PFDoDA, PFUnDA

Concernant l'air intérieur, aucune étude rapportant des résultats de mesure en France n'a été identifiée. Les douze études recensées en Europe concernent très majoritairement les logements. Quelques études réalisées dans les écoles et crèches, les bureaux, les voitures et les universités ont également été identifiées. Les concentrations moyennes mesurées en Europe en phase gazeuse ou en phase totale varient de quelques pg.m^{-3} à plusieurs milliers de pg.m^{-3}. Le composé présentant les concentrations les plus élevées est le 8:2 FTOH.

Le Tableau 37 présente la répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans l'air intérieur en Europe.

Tableau 37 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans l'air intérieur en Europe (Nq > 5)

Gamme conc. moy. pg.m^{-3}	PCNC		PCC	
	Phase gazeuse	Phase totale	Phase totale	Phase gazeuse
10 000 – 100 000		8:2 FTOH	8:2 FTOH, 8:2 FTA, N-MeFBSE, 10:2 FTOH	8:2 FTOH, 6:2 FTOH
1 000-10 000	8:2 FTOH, N-MeFBSE, 8:2 FTA, 6:2 FTOH, 10:2 FTOH, 4:2 FTOH, 12:2 FTOH, 10:2 FTAC	10:2 FTOH, 6:2 FTOH, MeFOSE	12:2 FTOH, EtFOSE, MeFOSE, 10:2 FTAC, MeFBSA, MeFOSA, EtFOSA	10:2 FTOH
100 – 1 000	MeFOSA, EtFOSE, EtFOSA, MeFOSE, PFOA	EtFOSE, MeFOSA, 4:2 FTOH	6:2 FTAC, 4,2 FTOH	
10 – 100	FOSA, PFOS, PFHxS	EtFOSA, PFBA, PFPeA		
1 - 100	PFNA	PFOA, PFOS, PFNA, PFUnDA, PFDS, PFDA, PFDoDA, PFTeDA		
< 1		FOSA, PFHxS, PFBS, PFTrDA		

Dans les poussières intérieures, les concentrations moyennes mesurées en France dans les logements et les écoles varient du ng.g^{-1} à plus d'une centaine de ng.g^{-1} pour les PFAS les plus concentrés. Dix-neuf études présentaient des résultats de mesures de PFAS dans les poussières intérieures en Europe. Elles ont permis d'identifier des données de contamination pour 23 PFAS non mesurés en France. Les gammes de concentrations moyennes mesurées en Europe sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en France.

Le Tableau 38 présente la répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans les poussières intérieures en France et en Europe.

Tableau 38 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans les poussières intérieures en France et en Europe (Nq > 5)

Gamme conc. moy. ng.g^{-1}	France - PCNC	Europe - PCNC
100 – 1 000	MeFOSE, PFOS, EtFOSA	PFHxS, EtFOSE, MeFOSE, 6:2 diPAP, PFOA, PFOS, EtFOSA
10 – 100	PFHxS, PFOA	FOSA, 8:2 FTSA, 8:2 diPAP, PFDS, MeFOSA, 6:2 PAP, 8:2 PAP, 6:2 FTSA, PFOPA, PFBA, PFHpS, PFUnDA, PFBS, 8:2 FTOH, PFHxA, PFDPA, 10:2 FTOH, PFDA, 6:2 FTOH, PFDoDA
1 – 10	PFHxA, FOSA, PFHpA, PFNA	PFHpA, PFPeA, PFTrDA, PFNA, PFTeDA, 8:2 FTUCA, 6:8 PFPiA, 6:6 PFPiA
< 1		8:8 PFPiA

Dans les sols en France, les PFAS ont principalement été mesurés en PCC. Les concentrations en PCC rapportées dans la littérature s'échelonnent de la dizaine de ng.g^{-1} à plusieurs milliers de ng.g^{-1} pour les PFAS les plus concentrés (6:2 FTAB, PFOS, 6:2 FtSaAM). Les résultats issus des bases de données montrent des niveaux plus faibles en PCC, avec des concentrations moyennes variant du ng.g^{-1} à quelques dizaines de ng.g^{-1} (PFUnA , PFNA, PFTrA).

Treize publications présentant des résultats de mesures de PFAS dans les sols en Europe ont été tirées de la littérature. Elles ont permis d'identifier des résultats de mesures pour 23 PFAS jamais recherchés en France. Les concentrations moyennes maximales en PCNC sont de l'ordre du ng.g^{-1} (PFBS), contre plusieurs dizaines, voire centaines de ng.g^{-1} en PCC pour les PFAS les plus concentrés (8 :2 diPAP, 8 :2PAP, 6 :2PAP, EtFOSAA, PFDA, PFOS).

Le Tableau 39 présente la répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans les sols en France et en Europe.

Tableau 39 : Répartition des PFAS par gamme de concentration moyenne dans les sols en France et en Europe (Nq > 5)

Gamme conc. moy. ng.g^{-1}	France			Europe	
	Littérature - PCC	BDD - PCC	BDD - PCNC	PCC	PCNC
> 10 000	6:2 FTAB				
1 000 – 10 000	PFOS				
100 – 1000	6:2 FtSaAM, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, PFHpS, FOSA, PFHxS			8:2 diPAP, 8:2PAP, 6:2PAP	
10 – 100	PFDA, PFUnDA, PFNA, 10:2 FTUCA, PFDoA, PFTeDA, PFOA, PFTrDA, PFHxA, PFDS, PFBS, PFPeA	PFUnDA, PFNA		EtFOSA, PFDA, PFOS	
1 - 10	PFBA, PFHpA	PFTrDA, PFHxA, PFDoDA, PFPeA, PFOA, PFDA, PFOS, PFHpA, PFBA	PFNA	FOSA, PFDoDA, PFOA, PFPeA, FOSAA, FBSA, PFUnDA, PFHxA, 8:2FTSA, PFNA, PFTrDA, PFBS, PFBA	PFBS
<1				PFTeDA, 9Cl-PFONS, 6:2 FTSA, PFHpA, PFHxS, PFDS	PFOS, PFOA, PFHxS, PFBA, 4:2 FTSA, PFDA, PFDoDA, PFNA, FOSAA, 6:2 FTSA, PFHxA, PFUnDA, FBSA, PFTeDA, PFTrDA, PFPeA,

Gamme conc. moy. ng.g^{-1}	France			Europe	
	Littérature - PCC	BDD - PCC	BDD - PCNC	PCC	PCNC
					PFHpA, 8:2 FTSA, PFDS

Résultats de mesure d'exposition professionnelle : aucune donnée n'a été identifiée pour la France. Des données concernant certains secteurs professionnels ont été identifiées pour d'autres pays européens mais ces données sont parcellaires et ne permettent pas de caractériser l'exposition des professionnels des secteurs spécifiques identifiés.

7.3.3 Produits de consommation

7.3.3.1 Revue de la littérature

Les PFAS sont présents dans de nombreux produits de consommation destinés au grand public, dont des populations sensibles (enfants, etc.). Les publications recensées ont permis d'identifier leur présence dans :

- les textiles d'habillement et d'ameublement et articles chaussants ;
- les cosmétiques ;
- les produits d'entretien et de bricolage ;
- les autres produits (farts de ski, produits d'hygiène absorbant, produits en papier,…).

L'exploitation des données disponibles a été réalisée en considérant les grands types de produits indiqués ci-dessus, sans réaliser de sous-catégories du fait de la difficulté à regrouper les produits en sous-catégories pertinentes dans le temps imparti.

Les PFAS utilisés dans les produits de consommation peuvent se disséminer ou se transformer dans l'environnement, entraînant une contamination des différents milieux (sols, eaux, etc.). De plus, l'utilisation et le stockage des produits de consommation contenant des PFAS peut être une source de contamination de l'air intérieur et de l'air ambiant (Wu et al. 2020 ; Schellenger, 2020). Par exemple, des émissions de fluorotélomères (6:2 FTOH) ont été mesurées à partir de vestes de pluie traitées avec des polymères fluorés à chaîne latérale à base de télomères fluorés (Schellenger, 2020). Une forte association retrouvée entre les niveaux de PFAS présents dans les tapis et la poussière intérieure a suggéré que les tapis peuvent être une source de PFAS (Wu et al, 2020). L'ajout de produits anti-taches et antisalissures dans les tapis pendant la fabrication ou l'utilisation (par exemple, le nettoyage des tapis) et la présence de poussières dans les tapis (susceptibles d'absorber et de concentrer certains PFAS provenant d'autres sources intérieures) peuvent entraîner la présence de PFAS dans les tapis (Kubwabo et al., 2005 ;Knobeloch et al., 2012 ; Karaskov et al., 2016).

De plus, le recyclage de produits contenant des PFAS peut être une source de PFAS que ce soit dans l'environnement ou les produits de consommation fabriqués à partir de matériaux recyclés. Ainsi, des PFAS ont été retrouvés en faibles concentrations dans des broyats et granulés de plastique issus d'entreprises canadiennes de recyclage (<0,01-0,7 ng.g^{-1} ; fréquence de détection : 5-19 %) (Chibwe et al., 2023).

- **Textiles**

Les PFAS sont utilisés intentionnellement dans diverses catégories de textiles, pour leur propriétés imperméables et anti-taches permettant ainsi de conférer aux textiles une résistance à l'eau, à l'huile et aux taches.

Treize études ainsi que deux rapports (Arcadis, 2021, KEMI 2022) et des études d'associations de consommateurs (Que Choisir 2023, Danish Consumer Council Think chemicals 2019, 2022) présentent des résultats de mesures de PFAS dans les textiles :

- vêtements (imperméables déperlants, chemises, pantalons, vestes, coupe-vent, gants, chapeaux, maillots de bains, sweat-shirts, robes, combinaisons de ski, de pluie/neige), y compris pour enfants (chaussettes bébé, vêtements bébé, uniformes scolaires pour enfants, bavoirs, grenouillères, nid d'ange) et chaussures (Van der Veen et al., 2020, Zeng et Salamova, 2020, Zhu et Kannan, 2020, Danish consumer council think chemicals, 2019 et 2022, Rodgers et al., 2022, Schellenger et al., 2022, Xia et al., 2022, Que Choisir 2023, Roesche et al., 2023, Eichler et al., 2023, Zweigle et al., 2023) ;
- linge de maison (draps, protège-matelas, taies d'oreiller) (Rodgers et al., 2022) ;
- textiles d'ameublement et de décoration (tapis, tissus des chaises, nappes anti-tâches, tapis de crèche ou garderie) (Rodgers et al., 2022, Zweigle et al., 2023 ; Wu et al., 2020) ;
- autres textiles : masques faciaux (Rodgers et al., 2022), couches pour bébé en tissu (Xia et al., 2022 ; Zheng-Salamova et al. 2020), textile médical (Zweigle et al., 2023), sacs à dos, tentes (KEMI 2022) ;
- tissus, cuirs industriels (Janousek et al., 2019, Arcadis et al., 2021).

Les principaux PFAS détectés/quantifiés dans les textiles sont indiqués dans le Tableau 40.

Le recueil des données montre que les produits textiles contenant des PFAS sont présents sur le marché européen (en particulier en Suède, Pays-Bas, France, Danemark, Allemagne, Suisse) (Arcadis et al.,2021, Van der Veen et al., 2020, KEMI 2022, Roesche et al., 2022, Schellenger et al., 2022, Zweigle et al., 2023, Que Choisir 2023, Danish consumer council Think chemicals 2019 et 2022), en Amérique du Nord et au Canada (Wu et al , 2020, Xia et al., 2022, Eichler et al., 2023). Certaines études ont montré que la concentration mesurée peut varier en fonction de l'état d'usure des produits, du type de tissu et au cours du temps (van der Veen 2022, Schellenger, 2022).

Tableau 40 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les textiles triés par type d'unités (Nq et Nd > 5, données quantifiées)

Unité	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
µg/kg	6:2 FTOH	0,003	24,5	2,2	40	160	273	160	92	57,5	41400	0,002	50,3	7540	53500	1300000	1580000
	PFHxA	0,0525	1,3	0,07	150	329	766	339	223	65,8	5420	0,025	5,43	195	814	6970	1130000
	8:2 FTOH	0,004	47,7	4,79	40	155	268	155	62	40	2190	0,002	17,3	135	2060	50900	127000
	PFPrS	0,07	0,07	0,07	0,07	39	44	39	10	25,6	1940	0,11	2,37	-	-	-	19400
	PFBA	0,0027	1,64	0,5	13,7	261	698	271	160	59	1690	0,87	16,5	882	1520	38100	154000
	PFPeA	0,046	0,261	0,09	0,5	225	554	233	157	67,4	1630	0,14	12,4	175	375	36200	167000
	PFDoDA	0,016	1,75	0,08	26,6	310	753	316	123	38,9	955	0,05	1,49	42	704	949	111000
	PFPrA	0,757	0,757	1	14,4	101	106	101	84	83,2	761	0,969	13	185	381	18900	35300
	10:2 FTOH	0,005	40,2	1,99	40	156	269	156	50	32,1	503	0,002	8,66	772	1600	9630	15500
	4:2 FTOH	5,1	22,6	3,7	3,7	106	132	106	6	5,66	282	5,25	174	-	-	-	777
	6:2 FTSA	0,037	41,4	0,32	6,84	145	178	151	42	27,8	167	0,05	37,8	400	511	1880	2800
	PFBS	0,03	1,75	0,01	26,6	316	758	316	118	37,3	150	0,06	3,05	502	1350	1440	1450
	PFHpA	0,0451	1,75	0,05	110	316	756	326	139	42,6	122	0,07	3	398	635	1320	2120
	6:2 FTMAC	0,31	0,31	0,31	1,82	44	70	44	5	11,4	115	1,47	35,7	-	-	-	371
	FOSAA			1	5	14	18	16	5	31,2	96	3,6	8,79	-	-	-	450
	PFUnDA	0,0468	1,75	0,06	26,6	297	741	299	105	35,1	57,4	0,034	1,34	128	619	773	773
	PFNA	0,075	1,75	0,07	52	311	755	313	112	35,8	48,4	0,057	2,37	120	400	618	673
	PFDA	0,067	1,75	0,05	26,6	314	755	320	128	40	46,9	0,019	3,07	157	370	642	642
	PFOA	0,0419	1,75	0,04	76	322	763	328	186	56,7	44,4	0,07	3,86	85,3	348	594	594
	PFTrDA	0,009	0,25	0,05	2,5	215	332	215	104	48,4	39,2	0,012	0,57	108	291	568	699
	MeFOSE	0,001	45,8	0,03	39	186	187	186	36	19,4	32	0,001	1,5	60,9	109	459	641
	PFTeDA	0,012	1,75	0,07	26,6	301	418	301	110	36,5	26,5	0,0032	0,975	96	202	336	456
	6:2 FTAC	0,32	0,32	0,24	1,48	44	44	44	9	20,5	18,2	1,51	7,87	-	-	-	67,1
	6:2 FTCA	1,8	1,8			29	60	29	15	51,7	16,2	1,87	5,77	-	-	-	81,7
	6:2 diPAP			0,02	0,14	11	20	13	6	46,2	16	0,278	0,97	-	-	-	91,7
	8:2 FTAC	0,39	0,39	0,39	0,9	44	44	44	6	13,6	15,9	1,02	4,49	-	-	-	50,7
	8:2 FTCA	0,004	2,94	2	2	76	108	76	11	14,5	14,8	3,02	8,52	-	-	-	44,2
	10:2 FTAC	0,41	0,41	0,33	0,78	44	44	44	6	13,6	13,2	8,5	10,6	-	-	-	24,2
	5:3 FTCA					5	5	15	15	100	10,4	0,24	0,61	-	-	-	48,2

Unité	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
	PFOS	0,05	0,13	0,214	26,6	252	747	256	74	28,9	8,58	0,04	1,02	13,8	32,3	129	298
	8:2 diPAP			0,5	2,5	13	18	13	5	38,5	8,21	0,56	2,1	-	-	-	34
	PFPeDA	0,008	0,008			78	78	78	68	87,2	7,82	0,01	0,236	14,3	60,4	101	102
	8:2 FTSA	0,033	0,12	0,02	2,5	142	173	142	37	26,1	7,4	0,2	1,04	15,8	28	74,4	96
	PFHxDA	0,045	2,27	0,5	2,5	182	268	182	65	35,7	6,46	0,106	1,01	10,6	45,9	73,2	77,2
	8:2 FTMAC	0,34	0,34	0,34	0,34	44	70	44	7	15,9	5,68	0,42	0,81	-	-	-	21,5
	PFHpDA	0,019	0,019			78	78	78	25	32,1	4,87	0,019	0,372	-	-	-	24,7
	EtFOSE	0,001	39,4	0,01	39	183	187	183	27	14,8	4,16	0,001	0,43	-	-	-	29,8
	PFDS	0,077	0,09	0,08	5	143	470	149	32	21,5	2,95	0,12	0,345	3,93	21,6	29,4	30
	4:2 FTSA	0,037	0,07	0,03	2,5	146	178	154	38	24,7	2,89	0,028	0,42	3,31	5,74	47,2	68,8
	PFPA			0,5	23	41	67	41	8	19,5	2,28	0,51	2,4	-	-	-	3,3
	7:3 FTCA					5	5	15	15	100	1,46	0,11	0,13	-	-	-	6,77
	8:2 FTUCA	0,002	0,002	0,5	2,5	91	91	91	61	67	1,2	0,004	0,088	2,4	9,9	12,1	13,3
	PFHxS	0,022	1,75	0,01	26,6	304	749	306	113	36,9	1,15	0,041	0,193	3,19	4,16	11,5	18,1
	EtFOSA	0,005	13,7	0,5	2,5	125	126	125	24	19,2	0,733	0,001	0,0575	-	-	-	5,1
	MeFOSA	0,006	13,7	0,5	2,5	125	126	125	9	7,2	0,646	0,16	0,39	-	-	-	2,37
	PFPeS	0,001	0,07	0,01	2,5	225	234	235	82	34,9	0,551	0,001	0,067	0,649	1,01	9,83	22
	PFHpS	0,06	0,131	0,05	2,5	146	181	154	33	21,4	0,398	0,05	0,13	0,78	2,53	2,98	3,1
	FOSA	0,03	0,394	0,5	5	131	157	131	18	13,7	0,337	0,04	0,11	-	-	-	2,5
	PFNS	0,077	0,09			94	96	100	15	15	0,143	0,1	0,12	-	-	-	0,35
µg/m² de tissu	**6:2 FTOH**	0,003	0,003			25	273	25	25	100	143	0,045	74	-	-	-	570
	PFBS					7	758	7	7	100	128	0,57	43	-	-	-	350
	8:2 FTSA					7	173	7	7	100	75,7	0,03	9,1	-	-	-	300
	6:2 FTMAC					21	70	21	21	100	48,7	4,1	26	-	-	-	210
	8:2 FTOH	0,004	0,004			17	268	17	17	100	46,3	0,084	4,6	-	-	-	477
	10:2 FTOH	0,005	0,005			16	269	16	16	100	43,9	0,045	6,5	-	-	-	477
	PFBA					14	698	14	14	100	33,9	0,14	6,8	-	-	-	190
	PFTeDA					6	418	6	6	100	22,9	0,12	0,57	-	-	-	130
	PFUnDA					9	741	9	9	100	16,9	0,14	0,81	-	-	-	140
	PFTrDA					6	332	6	6	100	12,5	0,27	0,46	-	-	-	71

Unité	PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
	PFDoDA					8	753	8	8	100	9,21	0,25	0,52	-	-	-	61
	PFNA					14	755	14	14	100	8,57	0,05	0,39	-	-	-	100
	PFDA					15	755	15	15	100	8,56	0,07	0,42	-	-	-	110
	PFHxA					17	766	17	17	100	5,65	0,31	2,1	-	-	-	31
	PFHpA					17	756	17	17	100	4,87	0,07	1,3	-	-	-	32
	PFPA					11	67	11	11	100	4,79	0,29	1,1	-	-	-	27
	PFOA					19	763	19	19	100	4,1	0,03	0,35	-	-	-	54
	8:2 FTCA	0,004	0,004			9	108	9	8	88,9	2,48	1,4	2,15	-	-	-	3,9
	6:2 FTSA					5	178	5	5	100	1,12	0,03	1,8	-	-	-	1,8
	PFOS	0,007	0,007			63	747	63	11	17,5	0,391	0,00899	0,0345	-	-	-	3,24

valeurs grisées : valeurs données à titre indicatif car non robustes , Nd : nombre de valeurs dont on dispose (c'est-à-dire au nombre de lignes ou nombre de mesures), Na : nombre de mesures qui composent les données, Ne : nombre d'échantillons qui composent les données (autrement dit, ce sont les Na ou Nd et les échantillons qui composent une mesure composite), Nq : nombre d'analyses quantifiées.

- **Produits cosmétiques**

Des PFAS sont présents dans diverses catégories de produits cosmétiques, notamment les soins de la peau, les produits de toilette, les soins capillaires, des produits dentaires, les parfums, le maquillage ou les produits pour les ongles. Les PFAS y sont utilisés intentionnellement pour leurs propriétés hydrophobes et oléophobes, qui améliorent la résistance à l'eau et la durabilité des produits, notamment dans les fonds de teint longue durée, les crèmes et lotions et les mascaras et rouges à lèvres résistants à l'eau. Ils agissent en tant qu'émulsifiants, antistatiques, stabilisants, tensioactifs, agents filmogènes, agents de viscosité, solvants, etc.

Neuf études présentent des résultats de mesures de PFAS dans les cosmétiques (Whitehead et al., 2021 ; Harris et al., 2022 ; Putz et al., 2022 ; Fujii et al., 2023 ; Lin et al., 2023 ; Massarsky et al., 2023 ; Tang et al., 2023 ; Couteau et al., 2024 ; Namazkar et al., 2024), ainsi qu'un rapport (Arcadis, 2021) et des études de l'association de consommateurs danoise, le Danish consumer council Think chemicals. Les principaux PFAS détectés/quantifiés dans les cosmétiques sont indiqués dans le Tableau 41.

Une part importante des produits cosmétiques (au total entre 20 et 33%) répertoriés dans les bases de données contient des PFAS soumis à des restrictions actuelles ou futures.

Le recueil des données de la littérature montre que les produits cosmétiques contenant des PFAS sont retrouvés dans des produits commercialisés sur le marché européen (en particulier en Norvège, en Autriche et en Suède) (Whitehead et al., 2021 ; Harris et al., 2022 ; Putz et al., 2022 ; Fujii et al., 2023 ; Couteau et al., 2024 ; Namazkar et al., 2024 ; Danish consumer council Think chemicals), au Japon (Fujii et al., 2023), en Chine (Lin et al., 2023 ; Tang *et al*., 2023), en Corée (Fujii et al., 2023), en Amérique du Nord et au Canada (Fujii et al., 2023 ; Massarsky et al., 2023). Une étude en Chine a également relevé des concentrations significatives de PFAS dans des produits cosmétiques, y compris des produits pour femmes enceintes (Lin et al., 2023).

Tableau 41 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les cosmétiques (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
6:2PAP	0,03	2,02			35	73	35	19	54,3	7990	1,5	12,3	-	-	-	151000
PFBA	0,0005	2,63	0,002	0,5	35	117	79	53	67,1	992	1,2	10,8	10,8	120	25800	29300
6:2 FTOH	0,22	0,22			29	29	29	28	96,6	572	3,55	72,9	-	-	-	10200
PFHxA	0,007	5,7	0,04	0,5	60	198	160	72	45	346	0,1	4,16	1080	2370	4230	6500
8:2 FTOH	0,16	0,16			29	29	29	16	55,2	322	10,8	47,1	-	-	-	1510
PFOA	0,003	4,96	0,01	0,5	48	186	148	88	59,5	223	0,4	4,23	749	1460	2220	5700
6:2 FTMAC	0,031	0,031			29	29	29	25	86,2	222	2,9	82,5	-	-	-	1440
PFDA	0,004	2,1	0,04	1,9	77	215	177	83	46,9	136	0,3	1,64	448	943	1420	2900
PFDoDA	0,007	3,87	0,02	1,6	65	203	165	63	38,2	101	0,14	0,3	340	588	1110	1400
PFTeDA	0,003	3,09	0,01	0,5	47	129	91	36	39,6	79,9	0,09	1,12	270	372	596	600
10:2 FTOH	0,22	0,22			17	17	17	11	64,7	75,2	3,5	59,9	-	-	-	259
PFHpA	0,005	5,1	0,04	29	60	198	160	75	46,9	53,8	0,14	2,22	188	349	566	670
PFNA	0,008	2,06	0,04	1,2	48	186	148	76	51,4	50,3	0,81	0,81	235	310	452	670
6:2 FTAC	0,032	0,032			29	29	29	7	24,1	44,1	4,55	16,2	-	-	-	188
8:2 FTMAC	0,034	0,034			12	12	12	5	41,7	38	2,53	4,51	-	-	-	119
FBSA	0,002	0,002			17	62	17	6	35,3	34,2	0,2	7,85	-	-	-	148
PFTrDA	0,006	2,98	0,5	0,59	64	158	120	27	22,5	33,9	0,3	28	-	-	-	140
8:2PAP	0,028	4,87			18	56	18	5	27,8	32,3	8,75	23,9	-	-	-	62
PFUnDA	0,006	2,06	0,03	1	65	203	165	71	43	28,9	0,67	0,67	130	175	246	330
PFPA	0,009	1,17	0,05	0,5	40	179	84	53	63,1	19,7	1,7	12	13	21,3	213	387
9Cl-PFONS	0,001	0,002	0	0,5	22	66	66	5	7,58	14,2	0,01	0,01	-	-	-	52,3
PFHxDA	0,007	0,01	0,5	0,5	33	71	33	13	39,4	7,9	0,2	5,9	-	-	-	30,4
PFPeS	0,001	1,14	0,005	0,5	34	135	78	19	24,4	7,44	0,01	3,5	-	-	-	27,6
PFHxS	0,002	1,82	0,02	0,5	46	185	90	27	30	6,1	0,03	5,3	-	-	-	33,5
PFOS	0,003	15,7	0,01	0,5	34	173	78	15	19,2	5,58	0,01	0,62	-	-	-	16,4
FOSA	0,003	4,72	0,04	0,5	46	90	90	10	11,1	5,03	0,01	1,19	-	-	-	19,5
11Cl-PFOUdS	0,002	0,004	0,005	0,5	22	66	66	12	18,2	5	0,01	0,01	-	-	-	38,2
HFPO-DA	0,001	0,001	0,004	2	5	49	49	31	63,3	3,14	1,6	2,82	-	-	-	14

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
PFHpS	0,001	2,06	0,005	0,5	35	135	135	7	5,19	2,68	0,01	0,2	-	-	-	11,4
PFBS	0,002	1,45	0,006	0,5	18	156	118	10	8,47	2,66	0,01	0,01	-	-	-	24
6:2 FTSA	0,005	8,59	0,02	0,5	29	111	73	27	37	1,79	0,5	1,88	-	-	-	1,88
6:2/8:2 diPAP	0,001	5,95			35	73	35	6	17,1	0,297	0,11	0,275	-	-	-	0,6

Valeurs grisées : valeurs données à titre indicatif car non robustes, Nd : nombre de valeurs dont on dispose (c'est à dire au nombre de lignes ou nombre de mesures), Na : nombre de mesures qui composent les données, Ne : nombre d'échantillons qui composent les données (autrement dit, ce sont les Na ou Nd et les échantillons qui composent une mesure composite), Nq : nombre d'analyses quantifiées.

- **Produits d'entretien et de bricolage**

Les PFAS sont utilisés intentionnellement dans diverses catégories de produits pour leur propriétés hydrofuges, anti-taches et anti-buée.

Quatre études (Janousek et al., 2019, Cahuas et., 2022, Herkert et al., 2022, Jia et al., 2021) ainsi que deux rapports (Arcadis, 2021, KEMI 2022) et des études d'associations de consommateurs (UFC, Que Choisir 2023, Danish Consumer Council Think Chemicals 2023) présentent des résultats de mesures ou de présence de PFAS dans les produits chimiques suivants :

- produits de bricolage tels que colles, joints, rebouchages, peintures, laques (Janousek et al., 2019, Jia et al., 2021, Cahuas et al, 2022) ;
- produits ménagers tels que détergents pour lave-vaisselle, dégraissants, nettoyants de surface, nettoyants pour four, cires, huiles pour parquet, vernis des sols (Arcadis et al., 2021) ;
- nettoyants lunettes, sprays anti-buée (Herkert et al, 2022, Danish Consumer Council Think Chemicals 2023);
- produits d'entretien pour textiles et articles chaussants tels que imperméabilisants sprays/crèmes pour textiles/cuirs (Arcadis et al, 2021, KEMI 2022, UFC Que Choisir 2023) ;
- autres produits tels que sprays lubrifiants pour voiture et de vélo (Arcadis et al., 2021, KEMI 2022).

Les principaux PFAS détectés/quantifiés dans les produits ménagers, nettoyants, d'entretien et de bricolage sont indiqués dans le Tableau 42.

Le recueil des données par l'Anses montre que ces produits contenant des PFAS sont retrouvés dans des produits commercialisés sur le marché européen (en Suède, Pays-Bas, France, Allemagne, Danemark) (Janousek et al., 2019, Arcadis et al., 2021, KEMI 2022, Que Choisir 2023, Danish Consumer Council Think Chemicals), en Amérique du Nord (USA) et en Chine (Cahuas et al., 2022, Herket et al., 2022, Jia et al., 2021).

Tableau 42 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les produits d'entretien et de bricolage (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
6:2 FTOH	24,5	260	860	860	75	79	81	29	35,8	72300	920	9000	-	-	-	1040000
6:2 diPAP	2,1	2,1	6,8	6,8	14	18	14	14	100	22200	73	18000	-	-	-	58000
6:2 FTSA	0,037	4,9	0,5	16	114	118	114	14	12,3	5600	0,55	8580	-	-	-	10600
PFOA	0,054	2,5	0,5	8,3	130	134	132	25	18,9	4610	0,15	2,16	-	-	-	74500
PFHpA	0,058	1,2	0,5	4	130	134	132	19	14,4	244	0,16	18	-	-	-	1600
HFPO-DA	0,1	4,3	0,5	14	99	103	99	9	9,09	165	0,58	7,5	-	-	-	1200
PFPA			0,5	0,5	37	37	37	7	18,9	86,5	1,5	13	-	-	-	530
PFHxA	0,059	3,2	0,5	11	130	134	132	39	29,5	81,2	0,14	34	141	299	574	715
PFBA	0,136	2	0,5	66	82	86	84	26	31	34,1	0,11	7,2	-	-	-	208
4:2 FTSA	0,037	3,7	0,5	12	114	118	114	9	7,89	24,6	4,6	22	-	-	-	41
PFNA	0,068	2,3	0,5	7,8	130	134	132	12	9,09	22,8	0,56	9,35	-	-	-	117
PFPrA			1	1	37	37	37	12	32,4	18,2	1,1	7,05	-	-	-	120
PFOS	0,041	1,9	0,5	6,4	130	134	132	21	15,9	14,9	0,12	0,89	-	-	-	111
PFPeA	0,061	3,7	2	120	45	49	47	8	17	14,3	1	10,8	-	-	-	43,5
PFDoDA	0,016	2,4	0,5	7,9	130	134	132	5	3,79	13,1	1,6	6,7	-	-	-	40
PFTeDA	0,045	2,5	0,5	8,2	130	130	132	5	3,79	11,7	0,92	5,7	-	-	-	38
Perfluornonenoxybenzene sulfonic acid	0,044	0,044			16	16	16	10	62,5	10,1	0,46	3,54	-	-	-	47,3
PFBS	0,035	2,1	0,5	6,9	130	134	132	22	16,7	9,12	0,2	4,8	-	-	-	72
PFUnDA	0,056	1,7	0,5	5,7	129	133	131	5	3,82	8,16	1,1	6,6	-	-	-	15
PFDA	0,114	2	0,5	6,6	130	134	132	11	8,33	6,81	0,55	4,6	-	-	-	21,8

Valeurs grisées : valeurs données à titre indicatif car non robustes, Nd : nombre de valeurs dont on dispose (c'est-à-dire au nombre de lignes ou nombre de mesures), Na : nombre de mesures qui composent les données, NE : nombre de sous-échantillons qui composent les données (autrement dit, ce sont les Na ou Nd et les échantillons qui composent une mesure composite), Nq : nombre d'analyses quantifiées.

- **Autres produits**

Trois études et un rapport présentent des résultats de mesures de PFAS dans différents produits :

– des produits d'hygiène tels que des protections d'hygiène féminine (serviettes hygiéniques, tampons, protège-slips, coupes menstruelles), des couches pour bébé, des liquides antibactériens, des papiers toilettes, des mouchoirs en papier, des essuie-tout) (Zhou et al., 2023 ; Chen et al., 2024) ;
– des farts de ski (Gonzales de Vega et al., 2024) ;
– des produits en papier (papiers à lettres, papiers d'impression, papiers brillants, nappes en papier, journaux, papiers de feux d'artifice, papiers recyclés) (Chen et al., 2024 ; Arcadis, 2021) ;
– et d'autres produits tels que des pneus de voiture ou du gazon artificiel (Arcadis, 2021).

Les principaux PFAS détectés/quantifiés dans les produits d'hygiène, les farts de ski et les produits en papier sont indiqués dans les Tableaux Tableau 43,Tableau 44Tableau 45.

Le recueil des données par l'Anses montre que ces produits contenant des PFAS sont retrouvés dans des produits commercialisés sur le marché européen (en particulier en Autriche ou en Suède) (Gonzales de Vega et al., 2024) et en Chine (Zhou et al., 2023 ; Chen et al., 2024).

Tableau 43 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les produits d'hygiène (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
PFOA	0,141	0,141	0,079	1,32	23	114	23	6	26,1	2,46	0,24	2,14	-	-	-	6,17

Nd : nombre de valeurs dont on dispose (c'est-à-dire au nombre de lignes ou nombre de mesures), Na : nombre de mesures qui composent les données, Ne : nombre de sous-échantillons qui composent les données (autrement dit, ce sont les Na ou Nd et les échantillons qui composent une mesure composite), Nq : nombre d'analyses quantifiées.

Tableau 44 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les farts de ski (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
PFODA	0,059	0,059			29	37	29	13	44,8	10700	0	437	-	-	-	67200
PFTeDA	0,045	0,045			33	37	33	19	57,6	5660	3,4	89	-	-	-	41500
PFHxDA	0,045	0,045			31	37	31	17	54,8	5390	2,4	235	-	-	-	40300
PFDoDA	0,016	0,016			33	37	33	19	57,6	3600	2,2	208	-	-	-	19800
PFNDA					22	22	22	22	100	2600	0	130	-	-	-	25400
PFOA	0,218	0,218			31	37	31	23	74,2	1780	4	199	-	-	-	30400
PFDA	0,114	0,114			32	37	32	26	81,2	1630	0,19	20	-	-	-	12200
PFHxA	0,218	0,218			30	37	30	20	66,7	1210	5	48,4	-	-	-	20400
Perfluorodocosanoic acid					11	11	11	11	100	1160	0	23	-	-	-	6450
PFTrDA	0,045	0,045			31	37	31	17	54,8	684	0,06	45	-	-	-	4570
PFHpA	0,218	0,218			32	37	32	24	75	420	0,3	34,5	-	-	-	6350
PFNA	0,245	0,245			31	37	31	19	61,3	347	1	22	-	-	-	2640
PFUnDA	0,112	0,112			31	37	31	19	61,3	338	0	17	-	-	-	2300
PFHpDA					11	11	11	11	100	328	0	37	-	-	-	1990
Perfluoroheneicosanoic acid					11	11	11	11	100	262	0	17	-	-	-	1640
PFPA					11	11	11	11	100	255	2	11	-	-	-	2640
PFBA					11	21	11	11	100	136	0	5	-	-	-	1400
Perfluorotricosanoic acid					11	11	11	11	100	126	0	3	-	-	-	733
PFPeA					11	21	11	11	100	78,9	0	6	-	-	-	399
Perfluorotetracosanoic acid					11	11	11	11	100	35	0	0	-	-	-	203

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	Nd	Na	Ne	Nq	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
PFBS	0,035	0,035			28	37	28	12	42,9	8,16	0	0	-	-	-	57,7
Perfluoropentacosanoic acid					11	11	11	11	100	2,32	0	0	-	-	-	13,1
PFHxS	0,07	0,07			31	37	31	15	48,4	1,43	0	0	-	-	-	8,1
PFDS	0,077	0,077			28	37	28	12	42,9	0,975	0	0	-	-	-	7,9
PFOS	0,077	0,077			27	37	27	11	40,7	0,327	0	0	-	-	-	3

Nd : nombre de valeurs dont on dispose (c'est-à-dire au nombre de lignes ou nombre de mesures), Na : nombre de mesures qui composent les données, Ne : nombre de sous-échantillons qui composent les données (autrement dit, ce sont les Na ou Nd et les échantillons qui composent une mesure composite), Nq : nombre d'analyses quantifiées.

Tableau 45 : Bilan des concentrations en PFAS issues de la littérature pour les produits en papier (papiers à lettres, papiers d'impression, papiers brillants, nappes en papier, journaux, papiers de feux d'artifice, papiers recyclés (µg/kg) (Nq et Nd > 5, données quantifiées)

PFAS	LOD min	LOD max	LOQ min	LOQ max	ND	NA	NE	NQ	% quantif	Moy	Min	Méd	P90	P95	P99	Max
PFPrA			1	1	10	10	10	6	60	364	2,9	210	-	-	-	1300
HFPO-DA	0,081	0,081	0,271	0,5	23	23	23	5	21,7	19,5	0,83	9,4	-	-	-	67
PFBS	0,104	0,104	0,345	0,5	23	23	23	7	30,4	13,9	0,66	9,2	-	-	-	44
8:2 diPAP	0,064	0,064	0,213	0,5	23	23	23	7	30,4	13,1	0,18	10	-	-	-	32
PFHxA	0,211	0,211	0,5	0,704	23	23	23	7	30,4	3,15	0,68	1,9	-	-	-	12

Nd : nombre de valeurs dont on dispose (c'est-à-dire au nombre de lignes ou nombre de mesures), Na : nombre de mesures qui composent les données, Ne : nombre de sous-échantillons qui composent les données (autrement dit, ce sont les Na ou Nd et les échantillons qui composent une mesure composite), Nq : nombre d'analyses quantifiées.

7.3.3.2 Bases de données

Il n'a pas été identifié de bases de données publiques répertoriant des résultats de mesure des concentrations en PFAS dans les produits de consommation.

Les réponses des fédérations sont décrites dans une annexe confidentielle, ainsi que l'exploitation des données transmises (Annexe 6).

7.3.4 Bilan des données de biosurveillance

7.3.4.1 Bilan réalisé par Santé Publique France : données françaises

Les principaux résultats publiés depuis l'étude Esteban sont issus d'études de biosurveillance menées en Europe, aux États-Unis et au Canada. Cette note, se limitant au bilan de données disponibles en France, et aux résultats de la revue de la littérature actualisée est présentée en annexe 2 (version intégrale de la contribution de Santé publique France).

Les résultats disponibles en France sont présentés en annexe 2 pour la population des enfants et pour celle des adultes de l'étude Esteban et pour la population femmes enceintes du volet périnatal de l'étude Elfe.

7.3.4.2 Bilan des données européennes dans la population générale

Une revue des données européennes de biosurveillance sur les PFAS a été réalisée par le GT PFAS pour la période allant de 2019 à septembre 2024. Le format de présentation des données correspond au format des données reporté dans l'avis de l'EFSA publié en 2020 sur le risque pour la santé humaine lié à la présence de substances perfluoroalkylées dans les aliments (Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA Journal 2020;18(9):6223, 391 pp. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223). Compte tenu que sur cette période, aucune donnée française n'a été publiée, les experts ont convenu de reporter les données françaises de PFAS sériques du programme national de biosurveillance de l'étude Esteban 2014-2016 réalisée sur 744 adultes et sur 249 enfants (Annexe 5 de l'appui scientifique et technique Anses n°2022-SA-0198-b, de Santé publique France).

Les Tableau 46 àTableau **49** résument les statistiques décrivant les concentrations sériques de PFCA et PFSA et autres perfluoroalkyls, respectivement dans la population des adultes et des enfants européens, sur la base des études présentées en annexe 8 (de 2019 à septembre 2024).

Pour les adultes, les publications proviennent de 8 pays européens (Allemagne, Autriche, Belgique, République tchèque, Danemark, Espagne, Norvège et Suède). Vingt-huit concentrations sériques en PFAS ont été décrits dans les articles analysés, 13 en PFCA et 15 en PFSA et autres PFAS. Les Tableau 46 etTableau 47 montrent des niveaux de concentrations sériques moyens en PFCA allant de 0,02 $ng.mL^{-1}$ pour le PFHpA à 2,15 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOA et des niveaux de concentrations sériques moyens en PFSA et autres PFAS allant de 0,01 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOSA à 9,3 $ng.mL^{-1}$ pour le PFOS. Les niveaux maximums de concentrations sériques en PFCA sont retrouvés pour le PFNA et le PFOA avec respectivement 30,7 et 25,2 $ng.mL^{-1}$. Le niveau maximum de concentration sérique en PFSA est retrouvé pour le PFOS avec 71,5 $ng.mL^{-1}$.

Tableau 46. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylcarboxyliques (PFCA) dans la population adulte (en ng.mL^{-1} ; 2019 à septembre 2024)

Europe (hors France)	PFBA	PFDA	PFDoDA	PFHxA	PFHxPA	PFHpA	PFNA	PFOA	PFPA	PFPeA	PFUnDA	PFTrDA	PFTeDA
Médiane	<0,49	0,05-0,41	0,01-<0,08	<0,045-0,12	0,05	0,02-0,18	0-0,88	0,81-5,1	0,2-0,22	0,01	0,06-0,22	0,09-<0,45	0,01
Moyenne arithmétique	<0,49	0,13-0,46	0,06-<0,08	<0,045-0,12	0,05-0,06	0,02-0,18	0,22-1,06	0,14-2,15	-	0,03-0,05	<0,14-0,39	0,11-<0,45	0,03
Min ou P5	-	0	0,01	0,03	0,05	<0,01	0,07	0,05	0,03	0,01	0	0,02	0,01
Max ou P95	<0,49	4	0,39	0,23	0,07-0,09	0,65	30,7	25,2	0,51	0,18-0,20	2,4	<0,45	0,11
Nombre d'études	1	8	4	3	1	5	10	12	1	1	6	2	1
France (Esteban 2014-2016)													
Moyenne géométrique		0,34	-				0,8	2,08			0,17		
P95		0,78	0,08				1,91	5,26			0,42		

Tableau 47. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylsulfoniques (PFSA) et autres PFAS dans la population adulte (en ng.mL^{-1} ; 2019 à septembre 2024)

Europe (hors France)	PFBS	PFHxS	PFHpS	PFOS	PFDS	PFOSA	FOSA	6:2 PAP	6:2 diPAP	8:2 monoPAP	8:2 diPAP	EtFOSA	EtFOSAA	PFDPA	PFODA
Médiane	0,03-<0,29	0,24-1,6	0,03<0,51	1-41,6	0,05-0,06	0,01	0,54-1,15	0,09	0,03	0,05	0,02	<0,045	<1,7	<0,009	<0,009
Moyenne arithmétique	0,17-<0,29	0,27-1,28	0,16-<0,51	1,1-9,3	0,05-0,06	0,01	-	0,11	0,06-0,07	0,06	0,03	<0,045	<1,7	<0,009	<0,009
Min ou P5	0,01	0	0	0,02	0	0	0,15	0,09	0,02	0,05	0,01	<0,045	-	<0,009	<0,009
Max ou P95	0,66	12,4	1,46	71,5	0,13	0,02	4,49	0,24	0,26	0,2	0,06	<0,045	<1,7	<0,009	<0,009
Nombre d'études	4	10	5	12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
France (Esteban 2014-2016)															
Moyenne géométrique		1,37	0,18	4,03											
P95		3,42	0,48	13,54											

Pour les enfants, les publications proviennent de sept pays européens (Allemagne, Belgique, Italie, Norvège, Pays-Bas, Slovénie et Suède). Vingt et une concentrations sériques en PFAS ont été décrites dans les articles analysés, 12 en PFCA et 9 en PFSA et autres PFAS. Les tableaux Tableau 48 etTableau **49** montrent des niveaux de concentrations sériques moyens en PFCA allant de < 0,05 ng.mL^{-1} pour le PFDoDA, le PFHpA et le PFTrDA à 1,44 ng.mL^{-1} pour le PFOA et des niveaux de concentrations sériques moyens en PFSA et autres PFAS allant de 0,05 ng.mL^{-1} pour le PFHpS à 3,0 ng.mL^{-1} pour le PFOS. Les niveaux maximums de concentrations sériques en PFCA sont retrouvés pour le PFNA et le PFOA avec respectivement 4,49 et 7,08 ng.mL^{-1} et le niveau maximum de concentration sérique en PFSA est retrouvé pour le PFOS avec 74,7 ng.mL^{-1}.

Tableau 48. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylcarboxyliques (PFCA) dans la population des enfants (en ng.mL^{-1} ; 2019 à septembre 2024).

Europe (hors France)	PFBA	PFDA	PFDoDA	PFHpA	PFHxA	PFNA	PFOA	PFPA	PFPeA	PFTeDA	PFTrDA	PFUnDA
Médiane	<0,1-<1	0,07-0,36	<0,014-<0,080	<0,02-<0,25	<0,05-<0,25	<0,1-0,66	0,99-2,6	0,11	<0,1-<0,25	<0,1-<0,2	<0,013-<0,155	0,04-<0,25
Moyenne arithmétique	<1	0,17-<0,25	<0,05-<0,25	0,05-<0,25	<0,25	<0,5-0,77	1,04-1,44	0,12	<0,25	<0,2	<0,05	0,05-<0,25
Min ou P5	<0,1	0,05	0,01	<0,02	0,02	0,07	<0,3	0,02	<0,1	<0,1	<0,1	0,01
Max ou P95	<1	3	0,96	0,67	0,58	4,49	7,08	0,36	0,29	0,25	0,3	1,03
Nombre d'études	2	9	6	7	4	9	12	1	2	3	4	7
France (Esteban 2014-2016)												
Moyenne géométrique		0,24				0,61	1,56					0,12
P95		0,55				1,35	2,76					0,29

Tableau 49. Résumé des statistiques décrivant les concentrations sériques d'acides perfluoroalkylsulfoniques (PFSA) et autres PFAS dans la population des enfants (en ng.mL^{-1} ; 2019 à septembre 2024)

Europe (hors France)	PFBS	PFDS	PFHxS	PFHpS	PFOS	L-MeFOSAA	PFPeS	9Cl-PF3ONS	PFODA
Médiane	<0,1-<0,25	<0,1-<0,2	0,25-1,1	<0,02-<0,1	0,64-3,3	<0,013-<0,1	<0,044-<0,195	<0,005-<0,067	<0,1
Moyenne arithmétique	<0,25	-	0,27-0,58	0,05	2,25-3,0	-	-	-	-
Min ou P5	0,02	<0,1	0,08	0,01	0,45	-	-	-	<0,1
Max ou P95	1,06	<0,2	11,04	0,39	74,7	-	-	-	<0,1
Nombre d'études	4	2	11	3	12	1	1	1	1
France (Esteban 2014-2016)									
Moyenne géométrique			0,79		2,22	-			
P95			2,26		6,12	0,13			

L'analyse comparative des données de biosurveillance en PFAS pour les adultes et les enfants par rapport aux données publiées dans l'avis de l'EFSA montre des profils et des niveaux de concentration moyens similaires.

7.3.4.3 Bilan des données internationales : expositions professionnelles

En ce qui concerne l'exposition aux PFAS pour la population des travailleurs, deux articles présentant des revues de la littérature ont été publiés sur l'exposition professionnelle aux PFAS depuis la parution du rapport Esteban (Christensen BT and Calkins MM., 2023 ; Lucas et al., 2023). Ces deux articles soulignent que peu de données d'exposition professionnelle aux PFAS existent. En effet, les données disponibles concernent principalement les pompiers, les « farteurs de ski », ainsi que les travailleurs de la chimie du fluor. Or, il existe d'autres professions et industries dans lesquelles les travailleurs peuvent être exposés aux PFAS (Gaines LGT and Nylander-French LA., 2023) dont le chromage, la fabrication du papier, le cirage des planchers, les textiles, etc.

Outre leur rareté, une autre limite des études actuellement disponibles sur l'exposition des travailleurs aux PFAS est le faible nombre et la faible variété des PFAS analysés. En effet, seuls quelques PFAS sont analysés dans ces études alors qu'une exposition des travailleurs à un éventail beaucoup plus large de PFAS est suspectée. Par ailleurs, les PFAS les plus récents n'ont été que très peu explorés, et les rares études concernées avaient des tailles d'échantillons assez faibles. Sept études uniquement (sur un total de 44 études) ont été conduites en Europe (quatre sur sept dans les pays scandinaves). Pour autant, ces résultats sont instructifs puisqu'ils fournissent des informations sur les niveaux d'imprégnation de personnes qui sont ou ont été exposés de manière chronique ou répétée à des PFAS. Les études incluses dans ces revues ont mesuré les PFAS entre 1980 et 2020, couvrant ainsi quatre décennies.

Un recensement des articles publiés entre 2021 et 2024 a permis d'identifier dix études supplémentaires faites chez les travailleurs (PFAS mesurés entre 1996 et 2022). La liste des PFAS étudiés ainsi que la description de leur distribution statistique sont synthétisées dans les tableauxTableau 50

Tableau 52. Une étude a été exclue des analyses (Peng et al. 2022), étant donné la difficulté d'interprétation des résultats rapportés. Les travailleurs inclus dans ces études étaient principalement les pompiers et ceux exerçant leur activité au sein des industries chimiques et de recyclage des déchets. Au total, deux études sur dix ont été conduites en Europe (Danemark et République Tchèque). Les PFAS à courtes chaînes et les substituts éventuels demeurent très peu étudiés dans les études identifiées. La variabilité dans les concentrations demeure grande, quel que soit le PFAS et peu importe l'étude considérée, suggérant l'importance d'autres sources d'exposition et/ou une grande hétérogénéité dans l'élimination biologique des PFAS au sein des travailleurs.

Tableau 50. Distribution sérique de PFAS chez les travailleurs (ng.mL^{-1})

	PFOA	PFNA	PFHxA	PFHpA	PFDA	PFBA	PFUnDA	PFPeA	PFUdA
Médiane	1,11-5,48	0,32-0,64	<LOD-0,04	<LOD-0,02	0,13-0,24	<LOD-1,60	<0,08-0,28	-	-
Moyenne arithmétique	<LOD-1,70	<LOD-0,35	0,32	<LOD-0,08	<LOD-0,19	57,62	0,08-0,14	7,15	<LOD
Moyenne géométrique	1,15-5,38	0,37-0,67	-	-	0,12-0,25	NR-14,1	0,13-0,18	-	-
Min ou P5	<LOD-0,42	<LOD-0,15	<LOD-0,03	<LOD-0,02	<LOD-0,10	<LOD-0,10	<LOD-0,01	ND	ND
Max ou P95	<LOD-15,0	<LOD-5,12	<LOD-1,46	<LOD-2,00	0,37-3,69	<LOD-379,6	0,28-10,85	178,73	0,28
Nombre d'études	9	8	3	4	8	3	6	1	1

Tableau 51. Distribution sérique des PFAS chez les travailleurs (ng.mL^{-1})

	PFDoDA	PFTrDA	PFTeDA	PFODA	PFPA	PFDoDA	N-MeFOSAA	N-EtFOSAA	FOSA
Médiane	<LOD	-	-	-	0,05	0,01	<LOD-0,28	1,57	<LOD-0,08
Moyenne arithmétique	0,18	0,42	0,92	<LOD	-	-	-	-	-
Moyenne géométrique	-	-	-	-	-	-	0,31	1,58	0,08
Min ou P5	<LOD-ND	ND	ND	ND	0,03	0,05	<LOD	-	<LOD
Max ou P95	1,73	20,63	11,47	0,10	0,32	0,14	2,20	-	<LOD
Nombre d'études	2	1	1	1	1	1	2	1	2

Tableau 52. Distribution sérique des PFAS chez les travailleurs (ng.mL^{-1})

	PFOS	PFHxS	PFBS	PFHpS	PFSA	PFDS
Médiane	3,01-40,44	0,46-6,50	-	0,08-0,85		-
Moyenne arithmétique	<LOD-27,0	1,10-14,0	-	<LOD-1,70	4,10	<LOD
Moyenne géométrique	2,82-40,02	0,67-4,10	0,13-5,30	-	-	-
Min ou P5	ND-1,14	ND-0,24	<LOD-0,07	<LOD-0,00	1,53	ND
Max ou P95	<LOD-191	1,98-195,5	0,32-373,0	<LOD-16,0	9,60	<LOD
Nombre d'études	9	9	5	4	1	1

7.3.5 Compartiments milieux aquatiques

Les milieux aquatiques considérés sont :

- les eaux de surface continentales qui incluent les cours d'eau et les plans d'eau (ESU) ;
- les eaux souterraines (ESO) ;
- les eaux marines et les eaux de transition (estuaires et lagunes) (MER).

La caractérisation de la contamination de ces milieux est faite sur l'eau ainsi que, pour les eaux de surface continentales et marines, sur les sédiments et le biote[40].

Les données relatives aux ressources utilisées pour la production d'EDCH dont l'origine est connue (eaux de surface continentales ou eaux souterraines) ont aussi été prises en compte dans le bilan des contaminations des milieux aquatiques.

La contamination des milieux aquatiques est généralement caractérisée par l'analyse de la fraction totale (eau brute) ou par l'analyse des fractions dissoute ou particulaire. Dans ce rapport, compte tenu de la prédominance des données relatives à la fraction totale, seule celle-ci est considérée. Lorsque les informations relatives à la fraction analysée (eau brute ou eau filtrée) ne sont pas disponibles, les données ont été prises en compte en considérant que l'analyse a été faite sur l'eau brute. Du fait du grand nombre de données disponibles, il a été décidé de ne présenter et discuter dans le corps du rapport que des résultats du traitement des données quantifiées en présentant, dans les tableaux, les statistiques descriptives de la distribution des concentrations des PFAS quantifiés plus de cinq fois dans la matrice considérée.

Les LOQ affichées dans les tableaux sont les LOQ disponibles dans les jeux de données. La valeur de la limite analytique n'est pas systématiquement disponible pour tous les résultats analytiques. De ce fait, dans certains tableaux, les résultats (Cmin, Cmax, ou Percentiles) peuvent être inférieurs à la LOQ min indiquée.

7.3.5.1 Eaux de surface continentales

La description complète des concentrations en PFAS mesurées dans les différents compartiments des eaux de surface continentales en France entre 2007 et 2024, est présentée dans l'annexe 9.

7.3.5.1.1 *Sous-compartiment « eau » des eaux de surface continentales*

Au total 1 216 430 résultats d'analyses d'eau peuvent être exploités pour la période 2007 à 2024 (Tableau 53). Ces résultats concernent 92 PFAS. Parmi ces données :

- les données « publiques » représentent 1 208 066 résultats d'analyses qui concernent 51 PFAS et correspondent à 154 975 échantillons prélevés entre 2007 et 2024 ;
- les données « privées » regroupent un total de 6 756 résultats d'analyses de 74 PFAS dans 894 échantillons sur la période de 2020 à 2024 en France ;
- l'analyse des articles scientifiques a permis de collecter 1 608 résultats d'analyses de 2007 à 2017. Parmi ces données, 1 604 résultats, relatifs à 47 PFAS, concernent des PCC.

[40] Organismes aquatiques (entiers et sauvages et/ou encagés)

Tableau 53. Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « eau » des eaux de surface continentales

	Sources des données	Nombre de données	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	**LHN**	1 350	10	135	2009-2010
	Naïades	1 184 262	27	143 607	2008-2024
	SISE-Eaux	16 511	20	10 969	2007-2024
	ARS_AuRA	26	26	1	2023
	Gidaf	*5 917*	*39*	*263*	*2023-2024*
	Total	1 208 066	51	154 975	2007-2024
Données « privées »[41]	***Générations Futures***	*203*	*29*	*7*	*2023*
	Jeu de données 1	3 860	47	740	2020 - 2024
	Jeu de données 2	60	60	1	2023
	Jeu de données 3	1 892	22	95	2023 - 2024
	Jeu de données 4	741	27	51	2022 - 2023
	Total	6756	74	894	2020 - 2024
Articles scientifiques	**PCNC**	4	2	ND	2007-2017
	PCC	1 604	47	ND	2009 - 2014
	Total	1 608	47	ND	2007 - 2017
TOTAL		1 216 430	92	ND	2007 - 2024

Les sommes de PFAS reconstituées par le GT PFAS ne sont pas comptabilisées dans ces tableaux. ND = non déterminé

7.3.5.1.1.1 Données publiques

- Les $PFAS_{20}$

Chaque $PFAS_{20}$ a été recherché au moins 7 000 fois en France entre 2007 et 2024. Le PFOS a été le plus fréquemment recherché avec 144 504 résultats, suivi par le PFOA et le PFHxA recherchés respectivement 111 664 et 108 304 fois.

Sur les 20 PFAS recherchés, cinq n'ont pas été quantifiés : le PFDoDS, le PFNS, le PFTrDA, le PFTrDS et le PFUnDS. Les $PFAS_{20}$ les plus fréquemment quantifiés sont le PFOS (25 % des résultats disponibles) et le PFHxA (24 %), suivis par le PFOA (14 %) et le PFHxS (10 %). Les autres PFAS sont quantifiés dans moins de 10 % des échantillons (Tableau 54, annexe 9).

Les fréquences de quantification et les concentrations pour les 15 $PFAS_{20}$ quantifiés plus de cinq fois dans les eaux de surface continentales sont présentées dans le Tableau 54.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFUnDA (16 $ng.L^{-1}$) suivie des PFPeA, PFDoDA et PFOA (14 $ng.L^{-1}$ pour chacun).

La médiane la plus élevée est de 7,5 $ng.L^{-1}$ pour le PFDS, suivie de médianes à 5,4 $ng.L^{-1}$ pour le PFPeA et 4,2 $ng.L^{-1}$ pour le PFHxS.

Les percentiles 99 robustes les plus élevés ont été calculés pour le PFHxA et le PFNA, et sont respectivement de 120 $ng.L^{-1}$ et 110 $ng.L^{-1}$.

[41] Certains jeux de données ont été anonymisés à la demande des organismes qui les ont fournis.

Tableau 54. Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées).

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentration en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFUnDA	1	1000	55 716	52	0,09	16	1,0	3,2	16	28	260	500
PFDoDA	1	1000	55 633	51	0,09	14	1,0	3,0	12	18	260	500
PFOA	1	1000	111 664	15 889	14	14	0,02	4,1	17	32	99	16 000
PFPeA	1	1000	28 853	2 541	8,8	14	1,0	5,4	24	38	100	6 000
PFHxA	1	1000	108 304	25 499	24	12	1,0	4,0	17	29	120	36 000
PFNA	1	1000	56 647	1 432	2,5	12	1,0	4,0	26	45	110	490
PFOS	0,2	1000	144 504	35 552	25	12	0,2	2,5	11	22	95	17 000
PFDS	1	1000	84 128	82	0,10	10	2,0	7,5	19	26	47	69
PFHxS	1	1000	106 804	10 656	10	9,7	1,0	4,2	18	28	86	2 200
PFDA	1	1000	101 817	861	0,85	8,5	1,0	3,3	12	18	69	1 500
PFBA	1	1000	31 552	1 152	3,7	8,4	1,0	2,3	7,0	10	23	3 300
PFHpA	1	1000	86 460	7 654	8,9	7,3	1,0	4,0	11	18	41	3 500
PFBS	1	1000	31 433	2 680	8,5	4,9	1,0	2,5	7,4	11	25	2 300
PFPeS	1	1000	8 188	69	0,84	2,1	1,0	1,6	3,2	4,6	7,9	12
PFHpS	1	1000	29 179	253	0,87	2,0	1,0	1,6	3,2	4,0	7,4	11
$\sum_{20}$PFAS			*1 688*	*1 210*	*72*	*14*	*0,2*	*4,8*	*33*	*59*	*160*	*420*
$\sum_{4}$PFAS			*54 659*	*19 510*	*36*	*16*	*0,2*	*5,8*	*33*	*54*	*140*	*23 000*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT PFAS à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Dix-neuf autres PFAS ont été recherchés dans le sous-compartiment eau. Le FOSA a été le plus recherché avec 38 753 résultats, suivi par le PFTeDA et le EtFOSA recherchés respectivement 32 318 et 22 186 fois. Quatre autres PFAS (4:2 FTSA, 6:2 FTCA, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA) ont été recherchés environ 1 400 fois (Tableau 55, annexe 9).

Parmi ces PFAS, seuls deux sont quantifiés plus de cinq fois ; il s'agit du 6:2 FTSA et du FOSA (Tableau 55). Le plus quantifié est le 6:2 FTSA (4,1 % des résultats disponibles), qui présente également la concentration moyenne et la médiane les plus élevées (200 ng.L^{-1} et 18 ng.L^{-1} respectivement).

Tableau 55 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les autres PFAS dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentration en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
6:2 FTSA	1	100	1 500	62	4,1	200	1,0	18	89	130	4 600	8 700
FOSA	1	400	38 753	14	0,04	22	3,0	5,0	-	-	-	150

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.5.1.1.2 Données issues des articles scientifiques

Dans ces articles, aucun PFAS n'a été quantifié plus de cinq fois en PCNC. Seuls deux PFAS sont recherchés : le PFOA et le PFOS (annexe 9).

En PCC, 47 PFAS ont été recherchés une trentaine de fois (annexe 9). Parmi ces PFAS, neuf ont été quantifiés plus de cinq fois et les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le 6:2 FTSA (67 % des résultats disponibles) et le PFHxA (62 %).

Les fréquences de quantification et les concentrations mesurées pour les neuf PFAS quantifiés plus de cinq fois dans le sous-compartiment eau des ESU sont présentées dans le Tableau 56.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du 6:2 FTAB (2 400 $ng.L^{-1}$). La médiane la plus élevée est également celle du 6:2 FTAB (320 $ng.L^{-1}$).

Tableau 56 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les PFAS dans le sous-compartiment eau des ESU en PCC, issues des données d'articles scientifiques triées par concentration moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min $ng.L^{-1}$	LOQ max $ng.L^{-1}$	Nd	Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentration en $ng.L^{-1}$						
							Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
6:2 FTAB	25	25	60	60	9	15	2 400	140	320	-	-	-	18 000
PFNA	4	4	52	52	8	15	380	2,2	28	-	-	-	2 600
6:2 FTSA	4	4	52	52	35	67	140	11	52	410	670	1000	1 100
PFHxA	4	4	52	52	32	62	27	2,3	7	74	150	180	190
PFOS	4	4	52	52	13	25	22	4	4	-	-	-	230
PFPeA	4	4	31	129	6	4,7	15	4	5	-	-	-	65
PFOA	4	4	52	52	19	37	12	1,7	7	-	-	-	57
PFHpA	4	4	53	151	14	9,3	9,8	1,3	5	-	-	-	59
4:2 FTSA	4	4	30	30	6	20	4,5	3	4	-	-	-	8

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.5.1.1.3 Données « privées »

- Les $PFAS_{20}$

Chaque $PFAS_{20}$ a été analysé entre 205 et 873 fois en France entre 2020 et 2024. Avec 873 résultats disponibles, le PFOS est celui qui a été le plus recherché suivi par le PFOA (324 fois).

Sur les 20 PFAS, dix sont quantifiés plus de cinq fois. Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFHxA (57 % des résultats disponibles), le PFOA (47 %) et le PFOS (43 %) (Tableau 57, annexe 9).

Les fréquences de quantification et les concentrations pour les dix PFAS quantifiés plus de cinq fois dans le sous-compartiment eau des ESU sont présentées dans le Tableau 57.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFOS (38 $ng.L^{-1}$) suivie du PFBA (23 $ng.L^{-1}$).

La médiane la plus élevée est de 3,6 $ng.L^{-1}$ pour le PFDA, suivie d'une médiane à 3,1 $ng.L^{-1}$ pour le PFPeA.

Les percentiles 95 robustes ont été calculés pour le PFOS et le PFHxA, et sont de 13 $ng.L^{-1}$.

Tableau 57 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne =Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentration en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,2	1000	873	374	43	38	0,4	2,5	7,2	13	1600	2 600
PFBA	1	600	295	122	41	23	1,0	2,5	8,9	27	630	1 300
PFPeA	1	1000	297	114	38	6,2	1,0	3,1	10	18	47	130
PFHxA	1	1000	299	170	57	4,8	1,0	3,0	10	13	31	63
PFOA	1	1000	324	153	47	4,5	1,0	2,2	8,8	16	31	98
PFDA	1	1000	297	11	3,7	4,3	1,0	3,6	-	-	-	8,7
PFHpA	1	1000	296	83	28	3,9	1,0	1,9	8,4	13	33	36
PFHxS	1	1000	299	92	31	2,7	1,0	2,0	4,0	6,7	16	24
PFNA	1	1000	298	12	4,0	2,6	1,0	2,0	-	-	-	8,6
PFBS	1	1000	296	35	12	2,2	1,0	1,3	4,6	5,1	7,8	9,0
$\sum_{20}$PFAS			*188*	*154*	*82*	*18*	*1,0*	*8,6*	*41*	*60*	*180*	*320*
$\sum_{4}$PFAS			*286*	*193*	*67*	*22*	*0,5*	*4,9*	*19*	*26*	*74*	*2 600*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT PFAS à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Parmi les autres PFAS, 51 ont été recherchés entre une et 134 fois (annexe 9). Le PFTeDA est le plus fréquemment analysé avec 134 résultats, suivi par le FOSA (104 fois).

Le seul PFAS quantifié plus de cinq fois est le 6:2 FTSA qui a un pourcentage de quantification égal à 67 % des résultats disponibles (Tableau 58).

Tableau 58 : Bilan des concentrations quantifiées en ng.L^{-1} pour le 6:2 FTSA dans le sous-compartiment eau des ESU issues des données « privées » (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentration en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
6:2 FTSA	1	10	45	30	67	21	1,4	5,4	64	98	120	130

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes.

7.3.5.1.1.3.1 Jeux de données traités séparément

Les deux jeux de données Gidaf et Générations Futures concernent des données acquises en contexte PCC. Les concentrations moyennes mesurées et le pourcentage de quantification sont disponibles dans le Tableau 59.

Les données de Générations Futures ont été acquises autour d'un site questionné pour ses rejets. Les fréquences de quantification sont élevées dans ce contexte PCC.

Les données Gidaf sont des mesures de PFAS réalisées en amont de sites ICPE intégrés (par leur activité) au suivi des PFAS dans le cadre de l'arrêté du 20 juin 2023 relatif à l'analyse des PFAS dans les rejets aqueux des ICPE relevant du régime de l'autorisation. Les données concernant les rejets en eux-mêmes ne sont pas traitées dans ce bilan, car ces rejets sont considérés comme des sources potentielles de PFAS, et les données correspondantes seront

utilisées dans la catégorisation des PFAS à surveiller (Partie 2 du rapport). Les données utilisées ici ne retranscrivent donc pas les émissions des industriels suspectés d'émettre des PFAS par leurs rejets mais traduisent le niveau de contamination des zones sous influence industrielle. Les niveaux de concentrations sont très élevés, de l'ordre de plusieurs µg.L^{-1} pour tous les PFAS recherchés. L'étude intégrant le TFA et le TFMS, PFAS à chaîne ultracourte souligne que les niveaux de concentrations sont beaucoup plus élevés pour ces molécules que pour les autres PFAS dans un contexte de PCC.

Tableau 59. Bilan de concentrations en ng.L^{-1} des PFAS mesurés dans les jeux de données de Gidaf et Générations Futures dans le sous-compartiment eau des ESU (Nq >5)

Jeu de données	PFAS	% de quantif	concentration moyenne en ng.L^{-1}	Nq
Générations futures	PFBA	100	24	7
	PFBS	86	3,5	6
	PFHpA	100	21	7
	PFHxA	100	67	7
	PFHxS	100	4,9	7
	PFOA	100	20	7
	PFOS	100	20	7
	PFPeA	100	91	7
	TFA	100	4 700 000	7
	TFMS	86	1 200 000	6
Gidaf	PFBA	7,6	3 400	20
	PFBS	6,9	3 200	18
	PFDA	6,5	3 400	17
	PFDS	5	1 700	13
	PFDoDA	4,7	1 600	13
	PFDoDS	4,9	1 700	12
	PFHpA	8,4	3 600	22
	PFHpS	6,1	1 300	16
	PFHxA	11	3 000	30
	PFHxS	7,8	3 300	20
	PFNA	6,1	3 600	16
	PFNS	5,3	1 500	14
	PFOA	9,5	2 800	25
	PFOS	10	1 400	27
	PFPeA	13	2 800	35
	PFPeS	6,5	1 300	17
	PFTrDA	4,2	1 900	11
	PFTrDS	4,7	1 700	12
	PFUnDA	5,3	4 200	14
	PFUnDS	5	1 600	13

7.3.5.1.2 Sous-compartiment « sédiments » des eaux de surface continentales

Au total, 36 485 résultats d'analyses de sédiments ont pu être exploités pour la période 2009 à 2023[42] (Tableau 60). Ces résultats concernent 56 PFAS. Il en ressort que :

- les données « publiques » fournissent 34 434 résultats d'analyses pour 36 PFAS et correspondent à 9 165 échantillons prélevés entre 2009 et 2023 ;
- les articles scientifiques ont permis de récolter des données pour 47 PFAS en PCC entre 2013 et 2014 (2 013 résultats d'analyses) et 18 PFAS en PCNC entre 2012 et 2021 (38 résultats d'analyses).

Tableau 60 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « sédiments » des ESU

Sources des données		Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	Action 38	7	1	7	2013-2015
	EMNAT_EPOC 2013	2 193	17	129	2012
	EMNAT_EPOC 2018	1 656	36	46	2013
	Naïades	30 536	6	8 975	2009 - 2023
	Suprema	42	6	8	2012 - 2013
	Total	34 434	36	9 165	2009 - 2023
Articles scientifiques	PCNC	38	18	ND	2012 - 2021
	PCC	2 013	47	ND	2013 - 2014
	Total	2 051	47	ND	2012 - 2021
TOTAL		36 485	56	ND	2009 - 2023

Les sommes reconstituées par le GT PFAS ne sont pas comptabilisées dans ces tableaux. ND = non déterminé

7.3.5.1.2.1 Données « publiques »

- Les $PFAS_{20}$

Dans les sédiments des eaux de surface continentales, 15 $PFAS_{20}$ ont été recherchés entre 46 et 8 689 fois. Le PFOS est la molécule la plus recherchée avec 8 689 résultats, suivi par le PFOA (5 640 fois) et le PFDA (5 549 fois).

Sur les 15 PFAS recherchés, 12 sont quantifiés plus de cinq fois. Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFDoDA (52 % des résultats disponibles), le PFUnDA (43 %) et le PFTrDA (39 %).

Les teneurs moyennes les plus élevées sont celles du PFHxA et du PFHxS (12 $ng.g^{-1}$) suivies de celle du PFOA (11 $ng.g^{-1}$). La teneur médiane la plus élevée est de 10 $ng.g^{-1}$ pour le PFHxA, suivie de celle du PFOS, égale à 1,8 $ng.g^{-1}$ (Tableau 61).

[42] Pour une recherche de données faite pour la période 2007 et 2024.

Tableau 61 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans le sous-compartiment sédiment des ESU issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Na = Ne	Nq	% de quantif (Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de matière sèche						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFHxA	0,09	50	5 399	38	0,7	12	0,09	10	18	26	51	59
PFHxS	0,002	50	5 539	20	0,36	12	0,02	0,23	-	-	-	120
PFOA	0,002	50	5 640	93	1,6	11	0,01	0,16	27	41	63	94
PFOS	0,01	50	8 689	245	2,8	4,7	0,01	1,8	13	18	31	65
PFDA	0,001	50	5 549	135	2,4	3,3	0,04	0,41	8,9	12	19	21
PFBA	0,43	0,43	46	9	20	0,91	0,48	0,74	-	-	-	2,3
PFDoDA	0,001	0,5	182	94	52	0,34	0,045	0,22	0,75	1,1	1,4	1,9
PFTrDA	0,02	0,05	175	69	39	0,29	0,03	0,12	0,5	0,96	3,6	5
PFUnDA	0,001	0,5	182	79	43	0,23	0,02	0,12	0,41	0,67	1,7	2,6
PFNA	0,03	0,04	175	53	30	0,13	0,01	0,08	0,27	0,36	0,69	0,97
PFHpA	0,04	0,12	175	22	13	0,12	0,001	0,11	-	-	-	0,37
PFPeA	0,016	50	526	22	4,2	0,05	0,02	0,04	-	-	-	0,14
∑$_4$PFAS			*175*	*142*	*8*	*1,1*	*0,01*	*0,57*	*2,5*	*3,5*	*12*	*20*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT PFAS à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Dans les sédiments des eaux de surface continentales, 21 autres PFAS ont été recherchés entre 46 et 182 fois. Le MeFOSA, le EtFOSA et le FOSA sont les plus recherchés, 182 fois chacun.

Sur ces 21 PFAS, 12 sont quantifiés plus de cinq fois (annexe 9) et les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le FOSA (60 % des résultats disponibles) puis le 6:2 FTAB, le 5:3 FTCA et le 10:2 FTSA, tous quantifiés à 39 %.

La teneur moyenne la plus élevée est celle du 8:2 FTAB (2,1 ng.g^{-1}) suivie du 6:2 FTAB (1,3 ng.g^{-1}). La médiane la plus élevée est égale à 1,1 ng.g^{-1} pour le 8:2 FTAB, suivie de la médiane du 6:2 FTAB égale à 0,9 ng.g^{-1} (Tableau 62).

Tableau 62 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les autres PFAS dans le sous-compartiment sédiments des ESU issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de matière sèche						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
8:2 FTAB	0,5	0,5	46	13	28	2,1	0,5	1,1	-	-	-	7,4
6:2 FTAB	0,36	0,36	46	18	39	1,3	0,4	0,9	-	-	-	6,4
MeFOSAA	0,01	0,032	175	42	24	0,4	0,032	0,11	0,66	1,2	5,3	7,3
5:3 FTCA	0,078	0,078	46	18	39	0,4	0,1	0,3	-	-	-	1,8
8:2 FTSA	0,088	0,088	46	6	13	0,4	0,1	0,2	-	-	-	1,1
EtFOSAA	0,01	0,029	175	34	19	0,3	0,029	0,1	0,71	1,0	2,0	2,3
10:2 FTSA	0,1	0,1	46	18	39	0,3	0,1	0,2	-	-	-	0,8
PFTeDA	0,02	0,062	175	65	37	0,2	0,045	0,15	0,49	0,59	1,1	1,3
FOSAA	0,041	0,041	46	7	15	0,1	0,042	0,1	-	-	-	0,2
MeFOSA	0,001	0,5	182	10	5,5	0,1	0,009	0,032	-	-	-	0,3
FOSA	0,001	0,5	182	110	60	0,0	0,002	0,022	0,1	0,2	0,3	0,8
EtFOSA	0,001	0,5	182	10	5,5	0,0	0,007	0,026	-	-	-	0,2

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.5.1.2.2 Données issues des articles scientifiques

- PCNC

Dans les articles scientifiques, 18 PFAS ont été recherchés PCNC. Les PFDS, PFHpA, PFNA, PFOS et PFOA sont les plus recherchés mais seul le PFOS est quantifié cinq fois et plus (Tableau 63; annexe 9).

Tableau 63 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS dans le sous-compartiment sédiments des ESU en PCNC issues des articles scientifiques (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LoQ min ng.g^{-1}	LoQ max ng.g^{-1}	Nd	Ne = Na	Nq	% de quantif (Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de matière sèche						
							Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	**0,25**	**0,3**	**3**	6	6	100	1,4	0,49	1,9	-	-	-	1,9

- PCC

Dans les articles scientifiques, 47 PFAS ont été recherchés entre quatre et 75 fois en PCC. Les PFNA, PFDoDA, PFTrDA et PFTeDA sont les plus recherchés : 75 fois chacun.

Sur les 47 PFAS, 10 PFAS sont quantifiés plus de cinq fois. Le plus quantifié d'entre eux est le MeFOSAA (43 % de quantification).

La teneur moyenne la plus élevée est celle du PFTrDA (25 ng.g^{-1}). La médiane la plus élevée est celle du PFTrDA (7,2 ng.g^{-1}) (Tableau 64).

Tableau 64 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS dans le sous-compartiment sédiments des ESU en PCC issues des articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Ne)	Teneurs en ng.g^{-1} de matière sèche						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFTrDA	1,5	2	75	16	21	25	2,1	7,2	-	-	-	180
PFUnDA	0,18	2	72	24	33	17	0,25	3	-	-	-	180
6:2 FTSA	0,06	2	74	15	20	7,1	0,02	2,3	-	-	-	69
PFNA	0,09	2	75	23	31	2,9	0,08	0,71	-	-	-	18
PFTeDA	0,24	2	75	11	15	1,9	0,36	1	-	-	-	5,1
PFOS	0,03	2	74	30	41	1,3	0,27	0,72	2,5	3,1	5,9	6,9
PFDoDA	0,06	2	75	17	23	1,2	0,08	0,22	-	-	-	6,6
PFOA	0,3	2	52	10	19	0,28	0,11	0,17	-	-	-	1
EtFOSAA	0,03	2	51	15	29	0,22	0,01	0,02	-	-	-	2,9
MeFOSAA	0,03	2	51	22	43	0,12	0,01	0,05	-	-	-	1,2

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes.

7.3.5.1.3 Sous-compartiment « biote » des eaux de surface continentales

Pour les analyses de biote, les échantillons composites regroupent plusieurs poissons prélevés sur le même site (9 individus préconisés dans le cadre de la DCE). Pour les crustacés (gammares par exemple) ce sont plusieurs dizaines d'individus qui sont regroupées pour obtenir la prise d'essai nécessaire à l'analyse, aucune pondération n'a été faite pour calculer les statistiques car il a été considéré qu'il y a le même nombre de gammares dans chaque pool.

Les « données publiques » et l'analyse des données issues des articles scientifiques fournissent un total de 9 833 résultats sur 34 PFAS dans le biote des ESU entre 2008 et 2023[43]. Sur les 920 résultats d'analyses des données issues articles scientifiques, 50 ont été obtenus en contexte PCC.

Les organismes sur lesquels le plus de recherches ont été effectuées dans les ESU appartiennent au sous-embranchement des crustacés. Dans les bases publiques, sont également bancarisées des données sur d'autres organismes tels que les poissons. Les résultats présentés dans les tableaux ci-après ont été obtenus sur des organismes entiers[44].

Le bilan des données disponibles pour le biote dans les eaux de surface continentales est présenté dans le Tableau 65.

[43] pour une recherche effectuée entre 2007 et 2024.
[44] poissons sauvages et gammares sauvages et/ou encagés.

Tableau 65 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « biote » des eaux de surface continentales

Sources des données		Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	Action 38	110	1	110	2013 - 2015
	LOT B RSP	41	2	33	2018
	Naïades	8 762	12	1 460	2015 - 2023
	Total	8 913	12	1 603	2013 - 2023
Articles scientifiques	PCNC	870	30	ND	2008 - 2016
	PCC	50	17	ND	2022
	Total	920	33	ND	2008 - 2022
TOTAL		9 833	34	1 603	2008 - 2023

Les sommes reconstituées par le GT ne sont pas comptabilisées dans ces tableaux. ND = non déterminé

7.3.5.1.3.1 Crustacés

Des données sur les crustacés sont retrouvées dans les bases publiques mais également dans les articles scientifiques. La description des teneurs issues des bases publiques et des articles scientifiques est, respectivement, détaillée dans les Tableau 66 et en annexe 9.

- *Données « publiques »*

Dans les données « publiques », 12 PFAS ont été recherchés entre 626 et 1 385 fois. Ces PFAS font tous partie des $PFAS_{20}$ (annexe 9). Le plus recherché est le PFOS (1 385 fois).

Ces 12 PFAS sont tous quantifiés plus de cinq fois. Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFOS (67 % des résultats disponibles), suivi du PFOA et PFDA (25 %).

Les fréquences de quantification et les teneurs pour les 12 PFAS quantifiés plus de cinq fois dans les eaux de surface continentales sont présentées dans le Tableau 66.

La teneur moyenne la plus élevée est celle du PFDoDA (10 $ng.g^{-1}$) suivie des PFTrDA (9,3 $ng.g^{-1}$) et PFNA (8,5 $ng.g^{-1}$). La médiane la plus élevée est de 4,3 $ng.g^{-1}$ pour le PFUnDS suivie du PFTrDA (4 $ng.g^{-1}$).

Un seul percentile 99 robuste a été calculé, c'est celui du PFOS, égal à 48 $ng.g^{-1}$.

Tableau 66: Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans les crustacés des ESU issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq > 5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFDoDA	1	1	672	66	9,8	10	1	2,2	7,3	9,5	150	320
PFTrDA	1	1	670	38	5,7	9,3	1	4	5,9	33	110	150
PFNA	1	1	670	33	4,9	8,5	1	2,8	4,4	27	110	140
PFOS	0,1	1	1385	929	67	6,3	0,1	3,5	13	21	48	120
PFUnDS	1	1	671	41	6,1	5,7	1	4,3	5,2	8,1	49	73
PFOA	0,1	0,45	690	175	25	5,1	0,1	0,64	2,5	4,1	120	430
PFHpS	1	1	626	33	5,3	5	2,2	2,6	4,8	13	42	55
PFDoDS	1	1	670	32	4,8	4,3	2,3	3,2	3,9	3,9	29	40
PFDS	1	1	670	32	4,8	3,8	1,2	3	3,5	3,6	23	32
PFHxS	1	1	670	34	5,1	3,7	1	2,6	3,3	4,7	26	36
PFNS	1	1	670	30	4,5	3,6	2,2	2,8	3,3	3,5	19	26
PFDA	0,1	0,45	725	181	25	1,4	0,1	0,33	4	4,5	7,1	63
$\sum_4$PFAS			*579*	*352*	*61*	*5,7*	*0,1*	*1,7*	*9,7*	*13*	*31*	*630*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif car non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT PFAS à partir des données recensées.

- *Données issues des articles scientifiques*

Dans les articles scientifiques, 17 PFAS ont été recherchés au maximum cinq fois en PCC. Aucun n'a été quantifié. Le détail des données est présenté en annexe 9.

7.3.5.1.3.2 Poissons

- *Données « publiques »*

Le PFOS est le seul PFAS recherché dans les poissons des eaux de surface continentales. Il a été recherché 69 fois et quantifié 33 fois (48 % de quantification). La description des teneurs du PFOS est présentée dans le Tableau 67. La moyenne de ces teneurs est égale à 35 ng.g- 1 et sa médiane égale à 32 ng.g-1.

Tableau 67 : Bilan des niveaux de teneurs en ng.g^{-1} pour le PFOS dans les poissons des ESU issues des données « publiques » (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,045	0,33	69	33	48	35	3,6	32	61	88	120	130

- *Données issues d'articles scientifiques*

Dans les articles scientifiques, les données disponibles pour les poissons concernent 30 PFAS. Le composé le plus recherché est le PFOS (51 résultats).

Parmi ces 30 PFAS, 10 sont quantifiés cinq fois ou moins (annexe 9). Plusieurs sont quantifiés dans 100 % des résultats disponibles : le PFTrDA, le 10:2 FTSA, le FOSA, le 8:2 FTSA et le EtFOSAA (Tableau 68).

Les fréquences de quantification et les teneurs pour les 20 PFAS quantifiés dans les poissons prélevés dans les eaux de surface continentales sont présentées dans le tableau 68.

La teneur moyenne la plus élevée est celle du PFOS (39 $ng.g^{-1}$) suivie de celle du PFUnDA (37 $ng.g^{-1}$).

La médiane la plus élevée est celle du PFOS (34 $ng.g^{-1}$) suivie de celle du PFDoDA (10 $ng.g^{-1}$).

Tableau 68 : Bilan des teneurs en $ng.g^{-1}$ pour les PFAS dans les poissons des ESU issues d'articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min $ng.g^{-1}$	LoQ max $ng.g^{-1}$	Nd	Ne	Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en $ng.g^{-1}$ de poids frais						
								Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,06	1	51	98	79	76	96	39	1,9	34	100	120	120	120
PFUnDA	0,03	0,3	38	85	66	49	74	37	0,17	6,4	170	210	210	210
PFDoDA	0,03	0,2	38	85	66	64	97	16	1,8	10	36	46	54	62
PFTeDA	0,09	0,43	34	53	34	32	94	11	0,31	6,5	24	29	32	32
PFDA	0,09	0,37	38	85	66	53	80	5,8	2,3	5,6	9,3	10	12	12
PFTrDA	0,09	0,28	34	53	34	34	100	4,8	0,07	4,1	9,2	11	13	15
PFNA	0,1	0,17	38	85	66	48	73	4,3	0,14	0,9	15	15	26	26
10:2 FTSA	0,03	0,03	25	25	25	25	100	2,5	1	2,5	-	-	-	4
PFDS	0,03	0,1	29	57	57	49	86	1,4	0,43	1,5	2,1	2,1	2,1	2,1
FOSA	0,03	0,03	25	25	25	25	100	0,61	0,22	0,58	-	-	-	1,2
PFHxS	0,05	0,15	30	108	108	24	22	0,56	0,087	0,2	-	-	-	2
8:2 FTSA	0,09	0,09	25	25	25	25	100	0,53	0,14	0,41	-	-	-	1,4
PFOA	0,06	0,2	29	57	57	28	49	0,2	0,027	0,13	-	-	-	0,93
PFHpS	0,03	0,1	30	108	108	22	20	0,15	0,042	0,1	-	-	-	0,54
6:2 FTSA	0,15	0,15	25	25	25	21	84	0,14	0,06	0,15	-	-	-	0,24
EtFOSAA	0,03	0,03	25	25	25	25	100	0,083	0,029	0,066	-	-	-	0,2
6:2 diPAP	0,09	0,09	25	25	25	20	80	0,075	0,03	0,072	-	-	-	0,14
PFHxA	0,06	0,1	29	57	57	6	11	0,07	0,037	0,08	-	-	-	0,1
MeFOSAA	0,03	0,03	25	25	25	24	96	0,052	0,014	0,039	-	-	-	0,14
FOSAA	0,03	0,03	25	25	25	12	48	0,019	0,009 9	0,015	-	-	-	0,05

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes.

7.3.5.1.3.3 Autres organismes aquatiques, données « publiques »

Le Tableau 69 liste des organismes aquatiques autres que les poissons et crustacés prélevés dans les eaux de surface en France entre 2013 et 2023 et dans lesquels seul le PFOS a été quantifié et/ou recherché.

Tableau 69 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour le PFOS dans des organismes aquatiques autres que poissons et crustacés dans les ESU, issus de données « publiques » (données quantifiées)

Organismes	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
Plathelminthes	0,38	0,38	1	1	100	-	-	-	-	-	-	28
Annélides	0,38	0,38	9	9	100	18	1,9	23	-	-	-	30
Hexapodes	0,38	0,38	37	37	100	5,2	0,15	3,5	10	16	29	31
Mollusques	0,38	0,38	8	8	100	1,3	0,1	0,73	-	-	-	4,5

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes.

Le PFOS est quantifié dans 100 % des résultats disponibles dans les quatre types de biote mais avec un nombre d'analyses inférieur à 40. C'est dans des annélides que le PFOS présente les teneurs moyennes et médianes les plus élevées (respectivement 18 ng.g^{-1} et 23 ng.g^{-1}) alors que la teneur maximale la plus élevée (31 ng.g^{-1}) a été mesurée dans des hexapodes.

7.3.5.2 Eaux souterraines

Le Tableau 70 liste les sources et le nombre de données disponibles pour les ESO en France entre 2007 et 2024. Parmi ces données :

- les bases de données publiques ont fourni au total 484 963 résultats pour 61 PFAS ;
- les données « privées » regroupent un total de 14 271 résultats d'analyses sur 74 PFAS entre 2020 et 2024 ;
- l'analyse des données des articles scientifiques a permis d'identifier 1 205 résultats d'analyses entre 2009 et 2021. Sur ces 1 205 résultats, 1 185 sont classés PCC et concernent 47 PFAS.

La description complète (scénarios HH, HB et sans censure) des concentrations en PFAS mesurées dans les eaux souterraines en France entre 2007 et 2024, est présentée dans l'annexe 9.

Tableau 70 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans les eaux souterraines.

	Sources des données	Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	Ades	453 906	38	37 033	2009 - 2024
	ARS_AuRA	345	27	13	2023
	LHN	2 090	10	209	2009 - 2010
	Gidaf	1 272	44	51	2023 - 2024
	SISE-EAUX	27 350	21	2082	2007 - 2024
	Total	484 963	61	39 388	2007 - 2024
Données « privées »[45]					
	Jeu de données 1	537	60	9	2023
	Jeu de données 2	7 398	53	528	2020 - 2024
	Jeu de données 3	6 336	39	326	2023 - 2024
	Total	14 271	74	863	2020 - 2024
Articles scientifiques	PCNC	20	19	ND	2014-2021
	PCC	1 185	47	ND	2009-2014
	Total	1 205	47	ND	2009 - 2021
TOTAL		500 439	93	ND	2007 - 2024

Les sommes calculées par le GT ne sont pas comptabilisées dans ce tableau. ND = non déterminé

7.3.5.2.1 Données « publiques »

- Les $PFAS_{20}$

Tous les $PFAS_{20}$ ont été recherchés dans les eaux souterraines. Le PFOS est le plus fréquemment recherché avec 38 604 résultats, suivi du PFOA (37 246 résultats).

Sur les 20 PFAS, quatre sont quantifiés cinq fois ou moins : le PFDoDS, le PFNS, le PFTrDA et le PFUnDS (annexe 9). Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFOS (18 % des résultats disponibles) et le PFHxA (13 %) suivis par le PFOA (12 %).

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFPeA (27 $ng.L^{-1}$), suivie des PFHxA (26 $ng.L^{-1}$) et PFNA (24 $ng.L^{-1}$). La concentration médiane la plus élevée est de 11 $ng.L^{-1}$ pour le PFTrDS, suivie de concentrations médianes de 10 $ng.L^{-1}$ pour le PFPeA et 6,0 $ng.L^{-1}$ pour le PFHxA (Tableau 71).

Les percentiles 99 robustes les plus élevés ont été calculés pour le PFOS et le PFPeA, et sont respectivement de 270 $ng.L^{-1}$ et 250 $ng.L^{-1}$.

[45] Certains jeux de données ont été anonymisés à la demande des organismes qui les ont fournis.

Tableau 71 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans les eaux souterraines issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFPeA	1	1000	18 163	1 789	9,8	27	1	10	43	76	250	5 900
PFHxA	1	1000	36 999	4 753	13	26	1	6	33	57	230	9 800
PFNA	1	1000	25 764	376	1,5	24	1	4	17	45	570	1 400
PFOA	0,5	1000	37 246	4 384	12	22	0,8	4,2	19	34	170	10 000
PFDA	1	1000	25 173	148	0,59	19	1	3	51	100	270	480
PFOS	0,2	500	38 604	7 096	18	19	0,2	2,8	23	42	270	6 200
PFHxS	0,5	100	36 418	4 035	11	17	1	5,4	28	50	220	1 600
PFBA	1	1000	15 928	1 076	6,8	15	1	4,7	23	48	180	2 300
PFHpA	0,5	1000	36 354	2 746	7,6	15	0,7	4,8	18	30	160	3 900
PFUnDA	1	1000	22 415	37	0,17	13	1	4	25	43	120	150
PFPeS	0,5	1000	9 719	324	3,3	11	1	3	12	25	140	1 200
PFDoDA	1	1000	22 333	36	0,16	9,2	1	5,4	22	25	28	29
PFTrDS	1	1000	9 742	7	0,07	8,7	2	11	-	-	-	14
PFHpS	1	1000	15 933	272	1,7	6,6	1	2	10	20	110	240
PFDS	1	1000	35 746	94	0,26	5,9	1	4,2	8	10	80	80
PFBS	0,5	1000	15 540	1 368	8,8	5,6	0,54	2,9	8,7	12	37	1 100
∑$_{20}$PFAS			*8 884*	*2 756*	*31*	*90*	*0,2*	*17*	*120*	*180*	*1 500*	*22 000*
∑$_{4}$PFAS			*24 631*	*6 440*	*26*	*34*	*0,2*	*6,3*	*51*	*83*	*360*	*15 000*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Vingt-neuf autres PFAS ont été recherchés dans les eaux souterraines entre 2007 et 2024 (annexe 10). Le PFTeDA est le plus recherché avec 11 633 résultats, suivi par le FOSA recherché 11 489 fois.

Parmi ces PFAS, cinq sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 72). Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le 6:2 FTSA (5,3 % des résultats disponibles) puis le 10:2 FTUCA (4,5 %).

La concentration moyenne la plus élevée est celle du 6:2 FTSA (250 $ng.L^{-1}$) suivie du FOSA (8,2 $ng.L^{-1}$). La médiane la plus élevée est de 10 $ng.L^{-1}$ pour le 6:2 FTSA, suivie de la médiane du 10:2 FTUCA égale à 6 $ng.L^{-1}$ (Tableau 72).

Tableau 72 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les autres PFAS dans les ESO et issus des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
6:2 FTSA	1	100	852	45	5,3	250	1	10	100	470	5 000	6 400
FOSA	1	500	11 489	28	0,24	8,2	1	3,5	-	-	-	84
8:2 FTSA	1	4	839	12	1,4	5,7	1	2,5	-	-	-	16
10:2 FTUCA	1	1	199	9	4,5	5	1	6	-	-	-	8
10:2 FTCA	1	1	705	13	1,8	3,5	1	3	-	-	-	8

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes.

7.3.5.2.2 Données issues des articles scientifiques

- PCNC

La recherche bibliographique a permis d'obtenir des données sur 19 PFAS en contexte PCNC (annexe 9). Parmi ces PFAS, deux sont quantifiés (le PFOA et le PFOS) mais ils le sont moins de cinq fois.

- PCC

En contexte de PCC, 47 PFAS ont été recherchés dans les publications scientifiques dans les eaux souterraines entre 2009 et 2012 (annexe 9). Ces PFAS sont tous recherchés une trentaine de fois sauf le 6:2 FTAB qui a été recherché 52 fois.

Parmi ces PFAS, six sont quantifiés plus de cinq fois. Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFPeA (71 % des résultats disponibles) et le PFHxA (65 %) (Tableau 73).

La concentration moyenne la plus élevée est de 17 $ng.L^{-1}$ pour le 6:2 FTSA, suivie de celles du PFPeA et du PFHxA égales à 13 $ng.L^{-1}$. La concentration médiane la plus élevée est de 16 $ng.L^{-1}$ pour le 6:2 FTSA, suivie de celle du PFPeA égale à 9,5 $ng.L^{-1}$ (Tableau 73).

Tableau 73 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les PFAS dans les ESO en PCC et issues d'articles scientifiques, triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées).

PFAS	LOQ min $ng.L^{-1}$	LOQ max $ng.L^{-1}$	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en $ng.L^{-1}$						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
6:2 FTSA	4	4	26	8	31	17	5	16	-	-	-	33
PFHxA	4	4	31	20	65	13	4	7	-	-	-	85
PFPeA	4	4	31	22	71	13	4	9,5	-	-	-	40
PFHpA	4	4	31	18	58	8,1	4	7	-	-	-	20
PFBA	4	4	31	11	35	7,2	4	6	-	-	-	17
PFOA	4	4	31	10	32	5,7	4	5	-	-	-	11

7.3.5.2.3 Données « privées »

- Les $PFAS_{20}$

Tous les $PFAS_{20}$ ont été recherchés dans les eaux souterraines. Le PFOS est le plus analysé avec 751 résultats, suivi par le PFHpS recherché 733 fois.

Sur les 20 PFAS, sept sont quantifiés cinq fois ou moins (annexe 9). Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFOS (58 % des résultats disponibles) suivis du PFHxA et PFHxS (56 % de quantification).

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFOS (29 $ng.L^{-1}$) suivie des PFHxA (20 $ng.L^{-1}$) et PFPeA (19 $ng.L^{-1}$). La concentration médiane la plus élevée est de 11 $ng.L^{-1}$ pour le PFPeA, suivie de celle de 10 $ng.L^{-1}$ pour le PFHxA (Tableau 74).

Les percentiles 95 robustes les plus élevés ont été calculés pour le PFHxA et le PFPeA, et sont respectivement de 62 $ng.L^{-1}$ et 43 $ng.L^{-1}$.

Tableau 74 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans les eaux souterraines et issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd= Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,2	1000	751	439	58	29	0,2	5,5	22	35	100	7000
PFHxA	0,3	1000	716	403	56	20	0,35	10	47	62	150	310
PFPeA	0,3	1000	651	349	54	19	0,54	11	34	43	130	660
PFBA	0,6	1000	681	317	47	9,1	0,84	6,2	14	23	78	170
PFHxS	0,3	1000	684	380	56	8,8	0,028	5,9	16	31	55	71
PFOA	0,3	1000	698	367	53	8	0,41	5,9	17	20	28	110
PFHpA	0,3	1000	682	318	47	7,6	0,33	5,4	14	19	35	160
PFDA	0,3	1000	683	13	1,9	6,0	1,0	2,0	-	-	-	54
PFNA	0,3	1000	682	91	13	2,9	1,0	2,5	4,1	7,8	11	11
PFBS	0,3	1000	683	276	40	2,8	0,35	2,4	4,8	5,7	9,1	11
PFHpS	0,3	1000	733	14	1,9	2,2	1,0	2,4	-	-	-	4,0
PFPeS	0,3	1000	558	97	17	2,1	1,0	1,5	4,0	4,4	6,8	8,6
PFUnDA	0,3	1000	562	6	1,1	2,1	1,0	1,6	-	-	-	4,0
$\sum_{20}$PFAS			419	327	78	70	0,3	47	160	190	360	1 300
$\sum_{4}$PFAS			638	435	68	24	0,3	20	47	67	130	220

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Dans les données privées, 54 autres PFAS ont été recherchés au maximum 224 fois (PFTeDA). Sur les 54 PFAS, trois sont quantifiés plus de cinq fois (annexe 9). Le plus quantifié est le 5H PFPA (30 % des résultats disponibles).

La concentration moyenne la plus élevée est celle du 6:2 FTSA (22 ng.L^{-1}). La concentration médiane la plus élevée est également celle du 6:2 FTSA, égale à 5,6 ng.L^{-1} (Tableau 75).

Tableau 75 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les autres PFAS dans les eaux souterraines et issus des données « privées » triés par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
6:2 FTSA	0,3	20	101	13	13	22	1,7	5,6	-	-	-	210
5H PFPA	1	10	43	13	30	6,8	1,0	1,3	-	-	-	45
PFODA	0,3	100	130	9	6,9	1,8	1,0	1,8	-	-	-	2,5

7.3.5.2.4 Les jeux de données traités séparément

Les données Gidaf sont des mesures de PFAS en amont de sites ICPE intégrés (par leur activité) au suivi des PFAS dans le cadre de l'arrêté du 20 juin 2023 relatif à l'analyse des PFAS dans les rejets aqueux des ICPE relevant du régime de l'autorisation. Les données concernant les rejets en eux-mêmes ne sont pas traitées dans ce bilan, car considéré comme des sources potentielles de PFAS, et seront utilisées dans la catégorisation des PFAS à surveiller (Partie 2 du rapport).

Les données Gidaf sont des mesures effectuées en « amont » des sites d'intérêt et ne retranscrivent pas les émissions des industriels suspectés d'émettre des PFAS de par leurs rejets au milieu mais traduisent le niveau de contamination des zones sous influence industrielle. Les concentrations moyennes et pourcentages de quantification sont affichés dans le Tableau 76.

Tableau 76. Bilan des concentrations en ng.L^{-1} des PFAS des données Gidaf dans les eaux souterraines

Jeu de données	PFAS	% de quantif	Concentration moyenne en ng.L^{-1}	Nq
Gidaf	PFBA	14	23	7
	PFBS	12	11	6
	PFHxA	18	23	9
	PFHxS	18	14	9
	PFOA	18	36	9
	PFOS	30	500	14
	PFPeA	14	30	7

7.3.5.3 Eaux marines

La description complète (scénarios HH, HB et sans censure) des concentrations en PFAS mesurées dans les trois sous-compartiments (eau, sédiments et biote) des eaux marines en France entre 2009 et 2023[46] est présentée en annexe 9.

7.3.5.3.1 Sous-compartiment « eau » des eaux marines

SISE-EAUX est la seule base de données publique qui bancarise des données sur les concentrations en PFAS dans les eaux marines (MER) en France. Le PFOS est le seul PFAS recherché dans des eaux marines servant de ressources à la production d'EDCH et seulement en 2018, avec cinq résultats d'analyse qui sont tous non quantifiés.

7.3.5.3.2 Sous-compartiment « sédiments » des eaux marines

Les données « publiques » comptent 3 112 résultats d'analyses de PFAS dans les sédiments des eaux marines en France. Ces résultats concernent 41 PFAS et correspondent à 249 échantillons prélevés entre 2012 et 2023 (Tableau 77). Aucune donnée n'a été produite par des organismes privés.

Tableau 77 : Nombre de données disponibles, de PFAS recherchés et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « sédiments » des eaux marines.

Sources des données		Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	**EMNAT_EPOC 2018**	144	36	4	2013
	Quadrige	2 968	27	245	2012 - 2023
	Total	3 112	41	249	2012 - 2023
Articles scientifiques	**PCNC**	3	3	ND	2012
Total		3 115	41	ND	2012 - 2023

Les sommes reconstituées par le GT ne sont pas comptabilisées dans ce tableau. ND = non déterminé

- Les $PFAS_{20}$

Les 20 $PFAS_{20}$ ont été recherchés dans les sédiments des eaux marines entre 49 et 237 fois. Le PFOS est le plus recherché avec 237 résultats, suivi par le PFDoDA, le PFUnDA et le PFDA recherchés 170 fois.

Sur les 20 PFAS, 14 sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 78 ; Annexe 9). Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFOS (67 % des résultats disponibles) et le PFNA (34 %), suivis par le PFOA (33 %).

La teneur moyenne la plus élevée est celle du PFDoDA (0,53 $ng.g^{-1}$), suivie de celle du PFOS (0,32 $ng.g^{-1}$). La médiane la plus élevée est de 0,14 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS, suivie de celle de 0,1 $ng.g^{-1}$ pour le PFOA (Tableau 78).

[46] Pour une recherche de données faite entre 2007 et 2024

Tableau 78. Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans le sous-compartiment sédiments des eaux marines issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de matière sèche						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFDoDA	0,019	0,5	170	43	25	0,53	0,01	0,062	0,18	0,19	11	19
PFOS	0,019	20	237	159	67	0,32	0,01	0,14	0,78	0,99	2,3	3
PFUnDA	0,015	0,5	170	46	27	0,3	0,02	0,08	0,17	0,24	5,5	9,7
PFDA	0,019	0,5	170	55	32	0,27	0,01	0,08	0,2	0,31	4,5	9,3
PFNA	0,02	0,1	158	53	34	0,19	0,004	0,06	0,37	0,84	1,7	1,8
PFOA	0,02	0,25	158	52	33	0,19	0,004	0,1	0,42	0,75	0,99	1
PFHpA	0,01	0,1	158	40	25	0,16	0,01	0,06	0,44	0,65	0,9	0,96
PFHxA	0,015	0,25	158	34	22	0,16	0,01	0,04	0,19	0,71	1,7	1,7
PFHxS	0,0048	0,08	158	38	24	0,1	0,004	0,06	0,23	0,28	0,49	0,53
PFPeA	0,01	1	158	11	7	0,05	0,02	0,03	-	-	-	0,13
PFTrDA	0,015	0,4	120	36	30	0,05	0,01	0,04	0,08	0,1	0,19	0,24
PFHpS	0,0046	0,08	158	23	15	0,01	0,005	0,01	-	-	-	0,05
PFPeS	0,0045	0,009	49	13	27	0,01	0,01	0,01	-	-	-	0,04
PFBS	0,0044	0,08	158	11	7	0,01	0,004	0,01	-	-	-	0,02
$\sum_{20}$*PFAS*			49	48	98	1,5	0,01	1	3,1	5,8	6,3	6,6
$\sum_{4}$*PFAS*			158	133	84	0,51	0,01	0,18	1,4	1,9	3,8	4,5

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Vingt et un autres PFAS ont été recherchés dans les sédiments des eaux marines entre quatre et 120 fois. Le PFTeDA est le plus recherché avec 120 résultats. Sur les 21 PFAS, le PFTeDA est le seul quantifié plus de cinq fois (Tableau 79 ; annexe 9).

Tableau 79 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour le PFTeDA dans le sous-compartiment sédiments des eaux marines issues des données « publiques » (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de matière sèche						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFTeDA	0,02	0,6	120	6	5	0,03	0,02	0,03	-	-	-	0,05

7.3.5.3.3 Sous-compartiment « biote » des eaux marines

Seule Quadrige bancarise des données sur les concentrations en PFAS dans le biote[47] des eaux marines (Tableau 80). Des données sur 17 PFAS y sont bancarisées pour un total de 4 836 résultats d'analyse. La recherche bibliographique a permis de recueillir des données pour 20 PFAS soit un total de 1 901 résultats d'analyses entre 2010 et 2021. Ces résultats concernent plusieurs types d'organismes : crustacés, mollusques et poissons.

Tableau 80 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données dans le sous-compartiment « biote » des eaux marines.

Sources des données		Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	Quadrige	4 836	17	408	2010 - 2023
Articles scientifiques	PCNC	1 901	20	ND	2010 - 2021
TOTAL		6 737	20	ND	2010-2023

Les sommes reconstituées par le GT ne sont pas comptabilisées dans ce tableau. ND = non déterminé

7.3.5.3.3.1 Crustacés

Dans les données dites « publiques », 14 PFAS sont recherchés exactement cinq fois. Parmi ces PFAS, dix sont quantifiés (dont six le sont cinq fois) (annexe 19).

Dans les données issues des articles scientifiques 16 PFAS sont recherchés dans des crustacés prélevés en eaux marines. Ils sont tous quantifiés plus de cinq fois sauf le MeFOSA, le PFOS et le PFHpA (Tableau 81 ; annexe 9). Parmi ces PFAS, le plus fréquemment quantifié est le FOSA (100 % des résultats disponibles).

La teneur moyenne la plus élevée est de 4,1 ng.g^{-1} pour le PFTrDA suivie de celle du PFUnDA égale à 3,4 ng.g^{-1}. Les médianes les plus élevées sont de 3,8 ng.g^{-1} pour le PFTrDA et le PFUnDA (Tableau 81).

[47] Poissons sauvages et gammares sauvages et/ou encagés

Tableau 81 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS quantifiés dans les crustacés des eaux marines en PCNC et issues d'articles scientifiques, triées par teneur décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd	Ne	Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
								Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFTrDA	0,029	0,15	36	168	36	28	78	4,1	0,07	3,8	-	-	-	9
PFUnDA	0,029	0,093	36	168	36	34	94	3,4	0,07	3,8	4,5	6,7	6,7	6,7
PFNA	0,029	0,063	36	168	36	32	89	1,2	0,04	1,2	1,3	4	4	4
PFDA	0,029	0,13	36	168	36	30	83	1,1	0,06	1,2	1,2	2,5	2,5	2,5
FOSA	0,021	0,021	31	31	31	31	100	0,89	0,18	0,56	1,7	2,1	2,5	2,6
PFDoDA	0,029	0,15	36	168	36	35	97	0,79	0,06	0,82	0,93	1,7	1,7	1,7
PFTeDA	0,029	0,18	36	168	36	7	19	0,51	0,13	0,35	-	-	-	1,7
PFOA	0,029	0,24	36	168	36	24	67	0,17	0,1	0,11	-	-	-	2,4
MeFOSAA	0,06	0,06	31	31	31	8	26	0,11	0,08	0,1	-	-	-	0,17
PFHxS	0,039	0,039	31	31	31	29	94	0,09	0,02	0,08	-	-	-	0,25
EtFOSAA	0,009	0,03	34	40	40	18	45	0,08	0,05	0,07	-	-	-	0,16
PFHpS	0,03	0,06	34	39	39	19	49	0,05	0,02	0,04	-	-	-	0,11
PFDS	0,015	0,031	39	176	44	6	14	0,04	0,01	0,05	-	-	-	0,05

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes.

7.3.5.3.3.2 Mollusques

- Données « publiques »

Dans les données « publiques », 17 PFAS ont été recherchés : 15 des $PFAS_{20}$ ainsi que le FOSA et le PFTeDA. Le plus fréquemment analysé est le PFOS avec 375 résultats d'analyse.

Parmi ces PFAS, neuf sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 82 ; annexe 9). Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFOS (83 % des résultats disponibles), suivi par le PFDoDA (64 %) et le PFDA (48 %).

La teneur moyenne la plus élevée est de 0,29 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS suivie de celle du PFTrDA (0,15 $ng.g^{-1}$). La médiane la plus élevée est de 0,13 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS suivie de celle du PFHpA égale à 0,09 $ng.g^{-1}$ (Tableau 83.

Les percentiles 95 robustes ont été calculés pour le PFOS et le PFDoDA, et sont respectivement de 1,0 $ng.g^{-1}$ et 0,2 $ng.g^{-1}$.

Tableau 82 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS quantifiés dans les mollusques des eaux marines et issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,008	1	375	311	83	0,29	0,01	0,13	0,61	1,0	2,3	4,6
PFTrDA	0,013	0,17	195	29	15	0,15	0,01	0,04	-	-	-	2,3
PFHpA	0,0082	0,1	277	6	2,2	0,14	0,01	0,09	-	-	-	0,44
PFTeDA	0,009	0,13	195	9	4,6	0,1	0,02	0,04	-	-	-	0,55
PFUnDA	0,008	0,3	277	105	38	0,09	0,004	0,03	0,09	0,13	1,6	3,1
PFDoDA	0,008	0,15	277	178	64	0,09	0,01	0,05	0,15	0,2	0,49	2,6
PFOA	0,0035	0,2	277	22	7,9	0,06	0,01	0,02	-	-	-	0,39
PFDA	0,0084	0,05	277	134	48	0,05	0,01	0,03	0,07	0,15	0,32	0,4
PFNA	0,0048	0,2	277	65	23	0,03	0,002	0,01	0,05	0,09	0,4	0,79
∑$_4$PFAS			*277*	*239*	*86*	*0,19*	*0,01*	*0,12*	*0,3*	*0,44*	*1,7*	4,7

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

7.3.5.3.3.2.1 Données issues des articles scientifiques

Dans les articles scientifiques, 17 PFAS ont été recherchés dans des mollusques prélevés en eaux marines (Tableau 83 ; annexe 9). Ces données concernent uniquement des PCNC entre 2010 et 2021. Ces PFAS sont tous recherchés une cinquantaine de fois sauf le FOSA (trois fois). Sur les 17 PFAS, cinq sont quantifiés plus de cinq fois.

Parmi ces PFAS, les plus fréquemment quantifiés sont le PFUnDA (39 % des résultats disponibles), le PFDoDA (38 %) et le PFOS (36 %).

La teneur moyenne la plus élevée est de 0,21 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS suivie de celle du PFDoDA égale à 0,11 $ng.g^{-1}$. La médiane la plus élevée est de 0,29 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS suivie de celle du PFDoDA égale à 0,06 $ng.g^{-1}$ (Tableau 83).

Tableau 83 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS quantifiés dans les mollusques des eaux marines en PCNC et issues d'articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Na	Ne	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
							Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,008	0,2	61	2 400	22	36	0,21	0,01	0,29	-	-	-	0,39
PFDoDA	0,015	0,2	56	1 100	21	38	0,11	0,02	0,06	-	-	-	0,67
PFTrDA	0,015	0,2	56	1 100	7	12	0,1	0,02	0,04	-	-	-	0,34
PFUnDA	0,0091	0,2	56	1 100	22	39	0,03	0,01	0,02	-	-	-	0,1
PFDA	0,0088	0,2	58	1 650	8	14	0,03	0,02	0,02	-	-	-	0,06

7.3.5.3.3.3 Poissons

- Données « publiques »

Dans les données « publiques », 14 PFAS ont été recherchés dans les poissons prélevés en eaux marines (Tableau 84; annexe 9). Ces PFAS ont tous été recherchés 28 fois. Sur les 14 PFAS recherchés, neuf sont quantifiés plus de cinq fois. Parmi ces PFAS, le PFTrDA, le PFOS, le PFUnDA, le PFNA, le PFDA, le PFDoDA et le PFTeDA sont quantifiés dans 100 % des résultats disponibles.

La teneur moyenne la plus élevée est de 0,67 $ng.g^{-1}$ pour le PFTrDA suivie de celles du PFOS (0,66 $ng.g^{-1}$) et du PFUnDA (0,62 $ng.g^{-1}$). La médiane la plus élevée est de 0,43 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS suivie de celles du PFUnDA (0,37 $ng.g^{-1}$) et du PFTrDA (0,31 $ng.g^{-1}$).

Tableau 84 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS quantifiés dans les poissons des eaux marines et issues des données « publiques » triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées).

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd = Na	Ne	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
							Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFTrDA	-	-	28	101	28	100	0,67	0,07	0,31	-	-	-	3,3
PFOS	-	-	28	101	28	100	0,66	0,09	0,43	-	-	-	2,5
PFUnDA	-	-	28	101	28	100	0,62	0,12	0,37	-	-	-	2,5
PFNA	-	-	28	101	28	100	0,18	0,04	0,13	-	-	-	0,8
PFDA	-	-	28	101	28	100	0,17	0,02	0,1	-	-	-	0,58
PFDoDA	-	-	28	101	28	100	0,13	0,03	0,092	-	-	-	0,62
PFTeDA	-	-	28	101	28	100	0,086	0,02	0,049	-	-	-	0,32
PFOA	0,0089	0,05	28	101	10	36	0,029	0,02	0,025	-	-	-	0,06
PFDS	0,0047	0,013	28	101	7	25	0,013	0,01	0,011	-	-	-	0,02
∑$_4$PFAS			*28*	101	*28*	*100*	*0,86*	*0,13*	*0,58*	-	-	-	*2,8*

Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées

- Données issues des articles scientifiques

Dans les articles scientifiques, 16 PFAS ont été recherchés dans les poissons prélevés en eaux marines (Tableau 85 ; annexe 9). Ces données concernent uniquement des PCNC. Ces PFAS sont tous recherchés entre 12 et 41 fois. Sur les 16 PFAS, dix sont quantifiés plus de cinq fois. Parmi ces dix PFAS, le PFTrDA, le PFDoDA, le PFOS et le FOSA sont quantifiés à 100 %.

La teneur moyenne la plus élevée est de 1,5 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS suivie de celles du PFTrDA et du PFUnDA toutes deux égales à 1,3 $ng.g^{-1}$. La médiane la plus élevée est de 1,0 $ng.g^{-1}$ pour le PFOS suivie de celles du PFUnDA (0,82 $ng.g^{-1}$) et du PFTrDA (0,69 $ng.g^{-1}$).

Dans certains articles scientifiques, les LOQ min et max étaient affichées sous forme d'intervalle, sans donner la valeur de la limite analytique systématiquement pour tous les PFAS. De ce fait, dans certains tableaux, les résultats (Cmin, Cmax, ou Percentiles) peuvent être inférieurs à la LOQ min indiquée.

Tableau 85 : Bilan des teneurs en ng.g^{-1} pour les PFAS quantifiés dans les poissons des eaux marines en PCNC et issues d'articles scientifiques triées par teneur moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.g^{-1}	LOQ max ng.g^{-1}	Nd	Ne	Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Teneurs en ng.g^{-1} de poids frais						
								Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,028	0,032	28	106	28	28	100	1,5	0,21	1,0	-	-	-	5,4
PFTrDA	0,028	0,15	40	118	40	40	100	1,3	0,15	0,69	3,4	3,9	6,5	7,1
PFUnDA	0,028	0,093	40	118	40	39	98	1,3	0,23	0,82	2,5	3,5	5,5	5,5
PFNA	0,028	0,063	40	118	40	37	92	0,37	0,06	0,31	0,65	0,85	1,7	1,7
PFDA	0,028	0,13	40	118	40	39	98	0,36	0,05	0,26	0,78	0,92	1,3	1,3
FOSA	0,021	0,021	12	12	12	12	100	0,31	0,22	0,32	-	-	-	0,44
PFDoDA	0,028	0,15	40	118	40	40	100	0,31	0,07	0,23	0,52	0,84	1,3	1,6
PFTeDA	0,028	0,18	40	118	40	35	88	0,18	0,04	0,12	0,38	0,51	0,67	0,69
PFOA	0,028	0,24	40	118	40	11	28	0,07	0,04	0,06	-	-	-	0,18
PFDS	0,015	0,032	41	553	43	14	33	0,03	0,01	0,02	-	-	-	0,05

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes.

7.3.6 Eaux destinées à la consommation humaine

Les EDCH comprennent d'une part les EDCH distribuées en réseau (eau du robinet) et d'autre part les eaux conditionnées qui peuvent être des eaux minérales naturelles, des eaux de source, ou des eaux rendues potables par traitement. Les eaux de source et les eaux minérales naturelles sont d'origine souterraine alors que les EDCH distribuées en réseau et les eaux conditionnées rendues potables par traitement peuvent être d'origine souterraine, superficielle, mixte (un mélange des deux cas précédents) ou, dans de très rares cas, marine. Certains jeux de données ne renseignent pas toujours l'origine des eaux. Toutes ces origines ont été agrégées pour former le compartiment « ressources utilisées pour la production d'EDCH ».

Les eaux distribuées regroupent des résultats d'analyses en distribution mais aussi en production.

Le bilan de la contamination distingue les EDCH telles que consommées et les eaux brutes (ressources) utilisées pour leur production. En l'absence de données pour les eaux conditionnées, la contamination par les PFAS des ressources utilisées pour la production d'EDCH n'est décrite que pour les EDCH distribuées en réseau.

Les comparaisons entre les concentrations en PFAS dans les EDCH distribuées en réseau et dans les eaux conditionnées doivent être faites avec prudence en raison des disparités dans les années étudiées et dans le nombre de données disponibles.

7.3.6.1 EDCH distribuées en réseau

La description complète des concentrations en PFAS mesurées dans les EDCH distribuées en réseau (ressources et eaux distribuées) en France entre 2007 et 2024, est présentée dans l'annexe 9.

7.3.6.1.1 Ressources utilisées pour la production d'EDCH distribuées en réseau

Les données « publiques » fournissent 47 458 résultats d'analyse qui concernent quasi-exclusivement des $PFAS_{20}$. Seul le FOSA a été recherché en plus des $PFAS_{20}$. Des jeux de données « privées » complètent ce bilan en fournissant 36 928 résultats d'analyse relatifs à 76 PFAS. Les données « publiques » ont été produites entre 2007 et 2024 et les données privées entre 2009 et 2024 (Tableau 86).

Tableau 86 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données de concentration en PFAS dans les eaux de toutes origines utilisées pour la production d'eau distribuée.

Sources des données		Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	LHN	3440	10	344	2009 - 2010
	SISE-Eaux	44 018	21	13 094	2007 - 2024
	Total	47 458	21	13 438	2007 - 2024
	Jeu de données 1	4 859	19	320	2022 - 2024
	Jeu de données 2	10 247	53	1205	2020 - 2024
	Jeu de données 3	297	60	5	2023
	Jeu de données 4	8 249	39	423	2023 - 2024
	Jeu de données 5	10 324	52	775	2009 - 2024

Données « privées »[48]	**Jeu de données 6**	2 952	38	142	2023 - 2024
	Total	36 928	76	2 870	2009 - 2024
TOTAL		84 386	76	16 308	2007 - 2024

Les sommes calculées par le GT ne sont pas comptabilisées dans ce tableau.

7.3.6.1.1.1 Données « publiques »

Parmi les $PFAS_{20}$, le PFOS est le plus recherché avec 13 312 résultats, suivi par le PFOA et le PFHxS recherchés respectivement 2 221 et 2 158 fois.

Sur les 20 PFAS, 12 sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 87 ; annexe 9). Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le PFOA (36 % des résultats disponibles) suivi du PFHxA et du PFPeA tous les deux quantifiés à 35 %.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFPeA (24 $ng.L^{-1}$) suivie de celle du PFHxA (21 $ng.L^{-1}$). La concentration médiane la plus élevée est de 10 $ng.L^{-1}$ pour le PFHxA, suivie de celles de 8,8 $ng.L^{-1}$ pour le PFPeA et de 5,8 $ng.L^{-1}$ pour le PFHxS (Tableau 87).

Les percentiles 99 robustes ont été calculés pour le PFOA et le PFOS, et sont respectivement de 150 $ng.L^{-1}$ et 62 $ng.L^{-1}$.

À titre informatif, sur les 13 438 échantillons dans lesquels au moins un des $PFAS_{20}$ est analysé, seuls cinq présentent une concentration pour la somme des $PFAS_{20}$ supérieure à la limite de qualité pour les eaux brutes de 2 000 $ng.L^{-1}$. Ces échantillons ont été prélevés sur des sites différents entre 2021 et 2024. Pour deux échantillons, plusieurs PFAS ont été mesurés et concourent au dépassement ; pour trois de ces échantillons, seul le PFOS a été recherché et il est donc responsable à lui seul du dépassement.

[48] Certains jeux de données ont été anonymisés à la demande des organismes qui les ont fournis.

Tableau 87 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans les ressources utilisées pour la production d'EDCH, issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFPeA	1	1000	2 091	741	35	24	1	8,8	31	43	210	6 000
PFHxA	1	1000	2 153	747	35	21	1	10	32	44	150	3 600
PFOS	0,2	1000	13 312	3 468	26	15	0,2	2,8	11	20	62	6 700
PFBA	1	1000	2 090	650	31	14	1	4,1	13	19	74	3 300
PFHxS	0,5	1000	2 158	671	31	14	1	5,8	27	37	78	1 200
PFHpA	0,5	1000	2 156	601	28	13	0,7	5	13	17	39	3 500
PFOA	0,5	1000	2 221	804	36	11	0,8	4,2	19	35	150	360
PFBS	0,5	1000	2 094	508	24	7,7	0,54	2,1	5,3	7,5	24	2 300
PFNA	1	1000	2 157	154	7,1	5,9	1	3	12	20	47	52
PFHpS	1	1000	1 459	47	3,2	4	1	2	9,9	19	28	33
PFPeS	0,5	1000	1 457	195	13	3,5	1	2	5	7,2	31	60
PFDA	1	1000	2 157	20	0,93	2,7	1,1	1,8	-	-	-	16
$\sum_{20}$*PFAS*			1 356	919	68	62	1	38	140	180	470	1 200
$\sum_{4}$*PFAS*			2 062	1 021	50	31	0,8	12	64	90	170	3 600

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

7.3.6.1.1.2 Données privées

- Les $PFAS_{20}$

Parmi les $PFAS_{20}$, le PFOS est le plus recherché avec 1 929 résultats, suivi par le PFHpS et le PFHxA recherchés respectivement 1 346 et 1 342 fois.

Sur les 20 PFAS, 13 sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 88 ; annexe 9). Parmi ces 13 PFAS, les plus fréquemment quantifiés sont le PFOS (53 % des résultats disponibles) suivi du PFHxA (48 %) et du PFPeA et PFOA tous les deux quantifiés à 43 %.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFOS (24 $ng.L^{-1}$) suivie de celles du PFHxA et PFPeA toutes deux égales à 14 $ng.L^{-1}$. La concentration médiane la plus élevée est de 6,0 $ng.L^{-1}$ pour le PFHxA et le PFPeA (Tableau 88).

Un percentile 99 robuste a été calculé pour le PFOS et est égal à 120 $ng.L^{-1}$.

Tableau 88 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans les ressources utilisées pour la production d'EDCH, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,2	1000	1 929	1 029	53	24	0,2	3,1	13	23	120	7 000
PFHxA	0,3	1000	1 342	646	48	14	0,35	6,0	37	54	94	310
PFPeA	0,3	1000	1 272	552	43	14	0,54	6,0	28	39	120	660
PFBA	0,6	1000	1 304	493	38	8,6	0,84	3,7	12	18	79	740
PFHxS	0,3	1000	1 314	551	42	7,0	0,03	4,0	14	22	49	71
PFOA	0,3	1000	1 332	567	43	6,4	0,41	3,0	15	19	27	110
PFHpA	0,3	1000	1 306	439	34	6,3	0,33	3,5	13	17	32	160
PFDA	0,3	1000	1 305	23	1,8	4,6	1,0	2,0	-	-	-	54
PFNA	0,3	1000	1 309	175	13	3,1	1,0	3,0	4,2	5,0	9,1	11
PFBS	0,3	1000	1 308	357	27	2,6	0,35	2,2	4,6	5,6	9,1	16
PFHpS	0,3	1000	1 346	17	1,3	2,1	1,0	2,0	-	-	-	4,0
PFUnDA	0,3	1000	1 150	6	0,52	2,1	1,0	1,6	-	-	-	4,0
PFPeS	0,3	1000	910	100	11	2,0	1,0	1,4	4	4,3	6,7	8,6
∑$_{20}$PFAS			*758*	*588*	*78*	*44*	*0,3*	*15*	*120*	*160*	*300*	*1 300*
∑$_{4}$PFAS			*1 244*	*863*	*69*	*15*	*0,3*	*6,7*	*35*	*50*	*110*	*220*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Parmi les autres PFAS, 56 ont été recherchés par les organismes privés. Le PFTeDA est le plus recherché avec 695 résultats, suivi par le FOSA et le PFDODA recherchés respectivement 667 et 139 fois.

Sur ces 56 PFAS, quatre sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 89 ; annexe 9). Parmi ces 4 PFAS, les plus fréquemment quantifiés sont le TFA (38 % des résultats disponibles) suivi du 5H PFPA (23 %).

La concentration moyenne la plus élevée est celle du TFA (8 800 ng.L^{-1}), suivie de celle du 6:2 FTSA (19 ng.L^{-1}). La concentration médiane la plus élevée est celle du TFA (10 000 ng.L^{-1}) suivie de celle du 6:2 FTSA (6,8 ng.L^{-1}).

Parmi les jeux de données concaténés, un seul jeu est associé à des LOQ dont la valeur de LOQ minimum est très élevée (10 000 ng.L^{-1}). Les autres jeux n'affichent pas la valeur de la LOQ pour les résultats. De ce fait, dans le Tableau 89, les résultats (Cmin, Cmax, ou Percentiles) sont inférieurs à la LOQ min indiquée. Le GT souligne la LOQ particulièrement haute, plus classiquement autour de 100 ng.L^{-1}, pour le TFA, de cette étude.

Tableau 89 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les autres PFAS dans les ressources utilisées pour la production d'EDCH, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
TFA	10 000	20 000	16	6	38	8 800	1 800	10 000	-	-	-	16 000
6:2 FTSA	0,3	20	107	18	17	19	1,7	6,8	-	-	-	210
5H PFPA	1	10	57	13	23	6,8	1,0	1,3	-	-	-	45
PFODA	0,3	100	139	9	6,5	1,8	1,0	1,8	-	-	-	2,5

7.3.6.1.1.3 Jeux de données traités séparément

En l'absence de communication de la LOQ, deux jeux de données n'ont pas pu être intégrés à l'analyse globale. De ce fait, les fréquences de quantification ne peuvent être confrontées aux autres données disponibles et sont présentées à titre indicatif (Tableau 90).

Le Jeu 1 correspond à un contexte PCNC à l'échelle nationale, tandis que le jeu 2 correspond à un contexte PCC (périmètre d'un aéroport) et montre des concentrations en moyenne plus élevées, notamment sur les PFAS à chaine courte (PFPeA, C5 et PFHxA, C6). Le TFA, très peu recherché jusqu'à présent dans les différentes études est systématiquement retrouvé, à une concentration moyenne de 1 000 ng.L^{-1}.

Tableau 90. Bilan des concentrations en ng.L^{-1} des PFAS mesurés dans deux jeux de données dans les ressources en eaux (EDCH) (Nq>5). En l'absence de LOQ fournie, les données non quantifiées ont été exclues (la fréquence de quantification est donnée à titre indicatif)

Jeu de données[49]	PFAS	% de quantif	concentration moyenne en ng.L^{-1}	Nq
Jeu 1	PFBA	46	10	140
	PFBS	26	2,7	64
	PFHpA	45	9,6	136
	PFHxA	47	24	142
	PFHxS	31	6,8	93

[49] Ces jeux de données ont été anonymisés à la demande des organismes qui les ont fournis.

Jeu de données[49]	PFAS	% de quantif	concentration moyenne en ng.L^{-1}	Nq
	PFNA	16	6,3	50
	PFOA	53	36	155
	PFOS	36	4	46
	PFPeA	52	17	127
Jeu 2	PFBA	88	27	124
	PFBS	78	2	110
	PFHpA	82	28	115
	PFHxA	82	80	115
	PFHxS	88	12	125
	PFNA	15	2,3	21
	PFOA	84	14	119
	PFOS	87	14	123
	PFPeA	85	110	120
	PFPeS	30	1,3	42
	TFA	100	1000	7

7.3.6.1.2 Eaux distribuées

Plusieurs sources de données fournissent un total de 119 227 résultats d'analyses de PFAS réalisées entre 2007 et 2024 dans les EDCH distribuées (Tableau 91) :

- les données « publiques » comptent 40 517 résultats d'analyses pour 36 PFAS dans des EDCH , soit 3 571 échantillons prélevés entre 2007 et 2024 ;
- les données « privées » contiennent 78 467 résultats et elles portent sur 78 PFAS différents recherchés entre 2009 et 2024 et provenant de sept jeux de données distincts ;
- l'analyse des données des articles scientifiques a identifié 243 résultats d'analyses en PCC (10 PFAS) et en PCNC (5 PFAS).

Tableau 91 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données de concentration en PFAS dans l'eau distribuée de toutes origines.

Sources des données		Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	**ARS_AuRA**	421	27	16	2023
	EAT 2	42	14	3	2008 - 2009
	LHN	1 150	10	116	2009 - 2010
	SISE-Eaux	38 904	21	3 436	2007 - 2024
	Total	40 517	36	3 571	2007 - 2024
Données « privées »	***Générations Futures***	*79*	*29*	*3*	*2023*
	Jeu de données 1	3 386	19	219	2022 - 2024
	Jeu de données 2	7 676	53	458	2020 - 2024
	Jeu de données 3	300	60	5	2023
	Jeu de données 4	54 556	39	2 752	2023 - 2024
	Jeu de données5	9 224	52	669	2009 - 2024
	Jeu de données 6	3 246	40	139	2023 - 2024
	Total	78 467	78	4 245	2009 - 2024
Articles scientifiques	**PCNC**	5	5	ND	2016
	PCC	238	10	ND	2010-2013
	Total	243	14	ND	2010 - 2016
TOTAL		119 227	87	ND	2007 - 2024

Les sommes reconstituées par le GT ne sont pas comptabilisées dans ces tableaux. ND = non déterminé

7.3.6.1.2.1 Données publiques

Dans les eaux distribuées, 36 PFAS ont été recherchés dont tous ceux de la liste des $PFAS_{20}$. Ces 20 $PFAS_{20}$ sont tous recherchés entre 1 817 et 3 476 fois. Le PFOS est le plus recherché avec 3 476 résultats, suivi par le PFOA recherché 2 078 fois.

Les 16 autres PFAS sont tous recherchés 16 fois, sauf le 4:2 FTSA (cinq fois) et le FOSA (18 fois). Aucun de ces 16 PFAS n'est quantifié plus de cinq fois (annexe 9).

Sur les 20 PFAS de la liste des $PFAS_{20}$ recherchés, 13 sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 92 ; annexe 9). Les plus fréquemment quantifiés sont le PFPeA (53 % des résultats disponibles) suivi du PFHxA quantifié à 51 % et du PFOA à 50 %.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFHxA (16 $ng.L^{-1}$), suivie de celle du PFPeA égale à 14 $ng.L^{-1}$. La concentration médiane la plus élevée est celle du PFHxA (10 $ng.L^{-1}$) ,suivie de celle du PFPeA (9,0 $ng.L^{-1}$).

Les percentiles 99 robustes les plus élevés sont calculés pour le PFPeA (97 $ng.L^{-1}$) suivi du PFHxA (84 $ng.L^{-1}$).

À titre informatif, sur les 3 571 échantillons dans lesquels au moins un des $PFAS_{20}$ est quantifié, 211 présentent une concentration pour la somme des $PFAS_{20}$ supérieure à la limite de qualité de 100 $ng.L^{-1}$. Ces dépassements ont été rapportés entre 2010 et 2024 et

concernent 61 communes. Sur la période 2023-2024, on compte 90 dépassements qui concernent 36 communes.

Tableau 92 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans les eaux distribuées, issues des données « publiques » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Na	Ne	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
							Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFHxA	1	20	2 051	2 093	1 047	51	16	1,0	10	36	52	84	230
PFPeA	1	1000	2 052	2 094	1 083	53	14	1,0	9,0	28	37	97	170
PFOS	0,2	100	3 476	3 518	1 103	32	8,9	0,2	4,4	19	34	68	160
PFHxS	0,5	1000	2 036	2 078	910	45	7,3	1,0	4,1	15	23	42	410
PFOA	0,5	1000	2 078	2 120	1 041	50	7,0	0,6	3,9	16	21	38	120
PFBA	0,4	26	2 052	2 094	942	46	6,5	1,0	4,7	12	15	35	140
PFHpA	0,5	1000	2 052	2 094	870	42	6,1	0,7	4,2	13	16	27	51
PFNA	0,5	1000	2 052	2 094	279	14	4,7	1,0	2,9	9,4	11	23	40
PFDA	0,3	1000	2 051	2 093	19	0,93	3,4	1,2	2,0	-	-	-	9,6
PFPeS	0,5	1000	1 821	1 821	191	10	3,0	0,85	1,5	5,3	6,8	18	94
PFBS	0,5	1000	2 036	2 078	710	35	2,8	1,0	2,0	4,1	6,0	11	86
PFHpS	0,5	60	1 820	1 862	27	1,5	1,6	1,0	1,4	-	-	-	3,8
PFUnDA	0,5	1000	1 836	1 878	7	0,38	1,5	1,0	1,2	-	-	-	2,3
$\sum_{20}$PFAS			*1 721*	*1 721*	*1 273*	*74*	*53*	*0,3*	*36*	*120*	*150*	*270*	*540*
$\sum_{4}$PFAS			*1 941*	*1 983*	*1 239*	*64*	*19*	*0,3*	*11*	*42*	*62*	*110*	*420*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

7.3.6.1.2.2 Données privées

- Les $PFAS_{20}$

Les 20 $PFAS_{20}$ ont tous été recherchés entre 3 000 et 3500 fois. Le PFOS est le plus analysé avec 3 481 résultats, suivi par le PFOA et le PFHxA recherchés respectivement 3 479 et 3 468 fois.

Douze des 20 $PFAS_{20}$ recherchés sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 93 ; annexe 9). Parmi ces 12 $PFAS_{20}$, le plus fréquemment quantifié est le PFBA (29 % des résultats disponibles), suivi du PFOS et PFPeA quantifiés tous les deux à 27 %.

Les fréquences de quantification et les concentrations pour les 12 PFAS quantifiés plus de cinq fois dans les eaux distribuées sont présentées dans le tableau 91.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFOS (22 $ng.L^{-1}$) suivi de celle du PFUnDA (14 $ng.L^{-1}$). La concentration médiane la plus élevée est celle du PFHxA (6,0 $ng.L^{-1}$) suivie de celle du PFPeA (4,1 $ng.L^{-1}$).

Les percentiles 99 robustes les plus élevés sont calculés pour le PFPeA (62 $ng.L^{-1}$) suivi du PFHxA (60 $ng.L^{-1}$).

Tableau 93 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS$_{20}$ dans les eaux distribuées, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFOS	0,2	1000	3 481	943	27	22	0,2	2,4	10	19	51	8 000
PFUnDA	0,3	1000	3 378	6	0,18	14	1,0	1,3	-	-	-	80
PFHxA	0,3	1000	3 468	843	24	11	0,02	6,0	28	41	60	92
PFPeA	0,3	22	3 384	917	27	8,9	0,025	4,1	24	32	62	130
PFBS	0,3	40	3 451	485	14	5,9	0,4	2,0	4,0	5,9	50	1 300
PFOA	0,2	1000	3 479	619	18	5,9	1,0	3,0	15	19	30	190
PFHpA	0,3	1000	3 450	597	17	5,2	1,0	3,1	13	16	23	30
PFHxS	0,3	20	3 458	646	19	4,8	1,0	3,0	9,2	14	31	51
PFBA	0,2	1000	3 456	1 011	29	4,3	1,0	2,4	9,8	13	24	120
PFNA	0,3	1000	3 449	160	4,6	3,2	1,0	3,0	4,5	6,9	11	21
PFDA	0,3	50	3 442	32	0,93	3,1	1,0	2,0	6,9	10	13	13
PFPeS	0,3	1000	3 163	93	2,9	2,3	1,0	1,4	4,2	5,8	8,7	29
∑$_{20}$PFAS			*3 004*	*1 383*	*46*	*24*	*0,2*	*6,8*	*73*	*110*	*180*	*310*
∑$_{4}$PFAS			*3 409*	*1 095*	*32*	*11*	*0,2*	*4,6*	*28*	*38*	*85*	*320*

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes. Les cases en italiques correspondent à des données calculées par le GT à partir des données recensées.

- Les autres PFAS

Parmi les autres PFAS, 56 ont été recherchés par les organismes privés. Le PFTeDA est le plus recherché avec 535 résultats, suivi par le FOSA et le 5H-PFPeA recherchés respectivement 529 et 100 fois.

Sur ces 58 PFAS, trois sont quantifiés plus de cinq fois (Tableau 94 ; annexe 9). Les PFAS les plus fréquemment quantifiés sont le 6:2 FTSA (16 % des résultats disponibles) et le TFA (11 %).

La concentration moyenne la plus élevée est celle du TFA (22 000 $ng.L^{-1}$) suivie de celle du 5H-PFPeA (16 $ng.L^{-1}$). La concentration médiane la plus élevée est celle du TFA (25 000 $ng.L^{-1}$) suivie de celle du 5H PFPeA (9,4 $ng.L^{-1}$) (Tableau 94).

Parmi les jeux de données concaténés, un jeu affiche une LOQ minimum élevée (10 000 $ng.L^{-1}$) et d'autres jeux n'affichent pas la valeur de la LOQ associée aux résultats. De ce fait, dans le tableau 92 les résultats (Cmin, Cmax, ou Percentiles) peuvent être inférieurs à la LOQ min indiquée. Le GT souligne la LOQ particulièrement haute, plus classiquement autour de 100 $ng.L^{-1}$, pour le TFA, de cette étude.

Tableau 94 : Bilan des concentrations en $ng.L^{-1}$ pour les autres PFAS dans les eaux distribuées, issues des données « privées » triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min $ng.L^{-1}$	LOQ max $ng.L^{-1}$	Nd= Na= Ne	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en $ng.L^{-1}$						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
TFA	10 000	10 000	72	8	11	22 000	1 300	25 000	-	-	-	41 000
5H PFPeA	1	1 000	100	9	9	16	1,2	9,4	-	-	-	82
6:2 FTSA	0,3	20	67	11	16	5,6	0,31	1,0	-	-	-	23

7.3.6.1.2.3 Données issues des articles scientifiques

Les articles scientifiques fournissent des données en PCC et PCNC. En PCNC, seuls cinq PFAS ont été recherchés et n'ont pas été quantifiés : les PFDoDA, PFHxS, PFODA, PFTrDA et PFUnDA (annexe 9).

Pour les PCC, dix PFAS ont été recherchés jusqu'à 35 fois et huit sont quantifiés plus de cinq fois. Les plus fréquemment quantifiés sont le PFPeA et PFHxA, tous les deux quantifiés à 97 % des résultats disponibles.

Les fréquences de quantification et les concentrations pour les huit PFAS quantifiés plus de cinq fois dans les eaux distribuées sont présentées dans le Tableau 95.

La concentration moyenne la plus élevée est celle du PFHxA (64 $ng.L^{-1}$), suivie de celle du PFNA (21 $ng.L^{-1}$). La concentration médiane la plus élevée est celle du PFHxA (66 $ng.L^{-1}$), suivie de celle du PFNA (22 $ng.L^{-1}$).

Tableau 95 : Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS dans les eaux distribuées, issues des articles scientifiques, triées par concentration moyenne décroissante (Nq>5, données quantifiées)

PFAS	LOQ min ng.L^{-1}	LOQ max ng.L^{-1}	Nd = Ne = Na	Nq	% de quantif (=Nq/Na)	Concentrations en ng.L^{-1}						
						Moy	Min	Med	P90	P95	P99	Max
PFHxA	4	4	35	34	97	64	10	66	96	110	130	130
PFNA	4	4	31	28	90	21	5,0	22	-	-	-	37
PFPeA	4	4	30	29	97	11	4,0	10	-	-	-	25
PFOA	4	4	34	32	94	7,7	4,0	7,0	12	13	14	14
PFBA	4	4	31	29	94	7,1	4,0	6,0	-	-	-	14
PFHpA	4	4	26	25	96	6,2	4,0	6,0	-	-	-	11
PFHxS	4	4	15	12	80	5,6	4,0	5,5	-	-	-	8,0
PFOS	4	4	30	27	90	5,3	4,0	5,0	-	-	-	8,0

Les chiffres grisés correspondent à des percentiles donnés à titre indicatif mais non robustes.

7.3.6.1.3 Jeux de données traités séparément

Le Jeu 1 correspond à un contexte PCNC à l'échelle nationale, tandis que le jeu 2 correspond à un contexte PCC (périmètre d'un aéroport) et montre des concentrations en moyenne plus élevées, notamment sur les PFAS à chaine courte (PFPeA, C5 et PFHxA, C6). Le TFA, très peu recherché jusqu'à présent dans les différentes études publiées, est systématiquement retrouvé à une concentration moyenne de 1 000 ng.L^{-1}. Deux PFAS (6:2 FTSA et 8:2 FTSA), très rarement recherchés, ont été quantifiés dans cette étude, notamment le 6:2 FTSA, dont la présence est reliée à l'utilisation de mousses anti-incendie, à une concentration moyenne de 130 ng.L^{-1} (Tableau 96).

Ces deux jeux de données n'ont pu être intégrés à l'analyse globale du fait d'information manquantes (LOQ), de ce fait, les fréquences de quantification ne peuvent être confrontées aux autres données disponibles.

Tableau 96. Bilan des concentrations en ng.L^{-1} pour les PFAS mesurées dans les jeux de données traités séparément dans les eaux distribuées (Nq>5).

Jeux de données[50]	PFAS	% de quantif	Concentration moyenne (ng.L^{-1})	Nq
Jeu 1	PFBA	59	13	125
	PFBS	29	1,8	55
	PFDA	2,8	5,4	6
	PFHpA	50	9,9	106
	PFHxA	61	28	129
	PFHxS	34	2,7	72
	PFNA	30	5,1	63
	PFOA	65	8,3	126
	PFOS	20	4,7	11
	PFPeA	55	10	106
Jeu 2	6:2 FTSA	96	130	26
	8:2 FTSA	44	5	12

[50] Ces jeux de données ont été anonymisés à la demande des organismes qui les ont fournis.

Jeux de données[50]	PFAS	% de quantif	Concentration moyenne (ng.L^{-1})	Nq
	PFBA	98	24	135
	PFBS	83	1,8	115
	PFHpA	98	27	135
	PFHxA	98	66	135
	PFHxS	99	12	137
	PFNA	23	1,6	32
	PFOA	97	11	134
	PFOS	99	11	136
	PFPeA	98	99	135
	PFPeS	27	1,2	37
	TFA	100	1000	10

7.3.6.2 Eaux conditionnées

La description complète des concentrations en PFAS mesurées dans les eaux conditionnées en France entre 2007 et 2024, est présentée dans l'annexe 9.

Le Tableau 97 synthétise les données disponibles pour les eaux conditionnées. Les données « publiques » représentent un total de 5 678 résultats produits entre 2008 et 2024[51]. Seuls 53 résultats sont issus d'articles scientifiques. Ils concernent 12 PFAS recherchés lors de campagnes menées entre 2016 et 2017.

Les eaux conditionnées intègrent les EDCH conditionnées (eaux de source et eaux rendues potables par traitement) et les eaux minérales naturelles (EMN). Ces dernières, répondant à une réglementation spécifique ont été traitées séparément.

Tableau 97 : Nombre de données disponibles, de PFAS et d'échantillons analysés pour chaque source de données de concentration en PFAS dans les eaux conditionnées.

Sources des données			Nombre de résultats	Nombre de PFAS recherchés	Nombre d'échantillons	Période couverte
Données « publiques »	Eau de source	EATi	17	17	1	2024
		EAT2	42	14	3	2008 - 2009
		EAT3	54	18	3	2024
		LHN	2 528	32	79	2013-2015
	Eau minérale naturelle (EMN)	EAT3	126	18	7	2024
		LHN	2 624	32	82	2013-2015
		EATi	187	17	11	2012
		SISE-Eaux	4	1	4	2018 - 2020
	Eau rendue potable par traitement (ERPT)	LHN	96	32	3	2013-2015
	Total		5 678	35	193	2008-2024
Articles scientifiques			53	12	ND	2016 - 2017
TOTAL			5 731	35	ND	2008-2024

Les sommes reconstituées par le GT ne sont pas comptabilisées dans ces tableaux. ND = non déterminé

[51] Pour une recherche effectuée entre 2007 et 2024.

7.3.6.2.1 Eaux de source et rendues potables par traitement

7.3.6.2.1.1 Données publiques

Dans les eaux conditionnées (hors EMN), 35 PFAS ont été recherchés dont 16 $PFAS_{20}$.
Ces 35 PFAS ont été recherchés jusqu'à 89 fois. Le PFBA est le plus analysé. Aucun des PFAS recherchés n'est quantifié plus de cinq fois (annexe 9).

À titre informatif, sur les 193 échantillons dans lesquels au moins un $PFAS_{20}$ est analysé, aucun ne présente de concentration pour la somme des $PFAS_{20}$ supérieure à la limite de qualité de 100 $ng.L^{-1}$.

7.3.6.2.1.2 Données issues d'articles scientifiques

Les articles scientifiques fournissent des données sur 12 PFAS recherchés entre une et six fois (annexe 9). Le plus recherché est le PFHxA. Parmi ces PFAS, aucun n'est quantifié plus de cinq fois.

7.3.6.2.2 Eaux minérales naturelles

Dans les données dites publiques, 35 PFAS ont été recherchés dont 16 $PFAS_{20}$. Ces 35 PFAS ont été recherchés jusqu'à 104 fois, le PFOA étant le plus analysé. Aucun des PFAS recherchés n'est quantifié plus de cinq fois (annexe 9).

7.3.7 Synthèses des résultats relatifs aux milieux aquatiques et EDCH

- Les $PFAS_{20}$

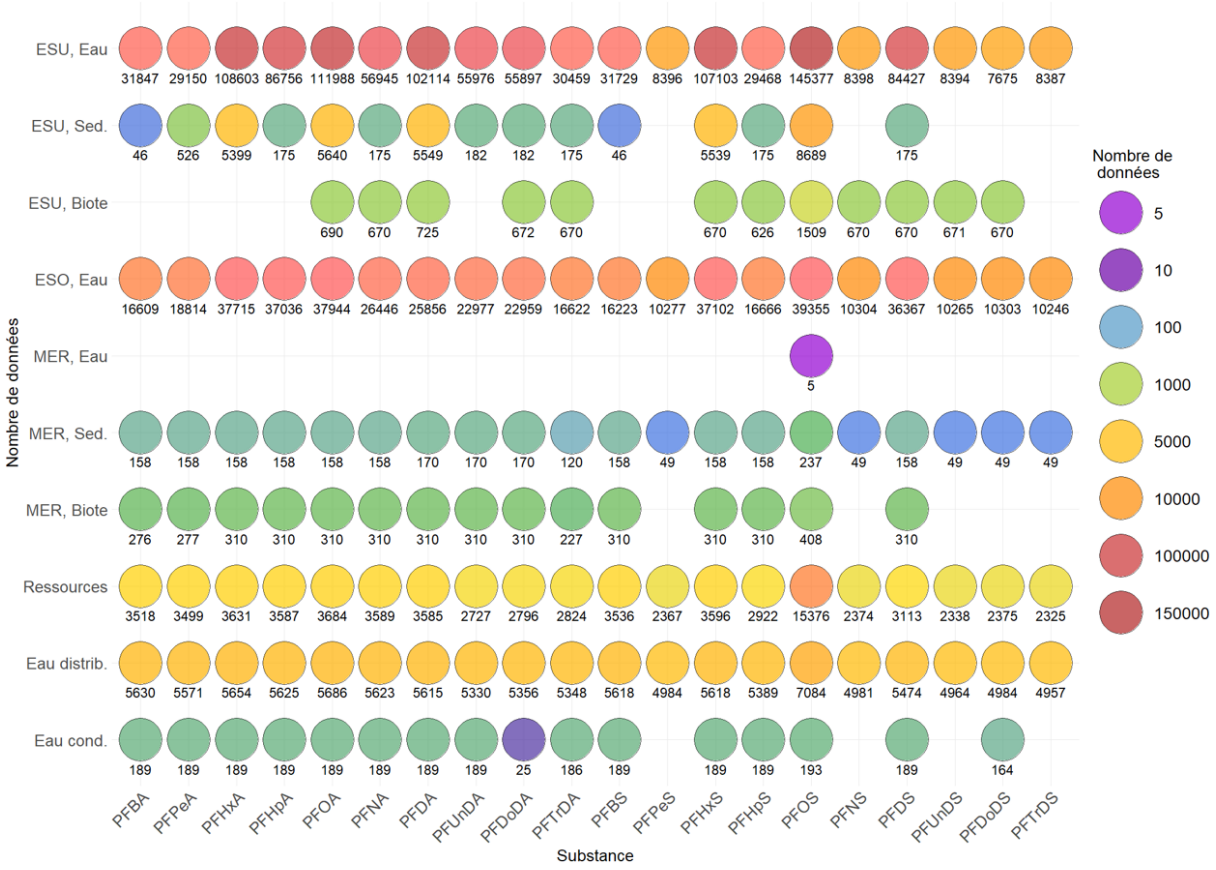


Figure 41. Nombre de données par sous-compartiment pour les $PFAS_{20}$ classés par sous-groupes : (PFCA (PFBA à PFTrDA) et PFSA (PFBS à PFTrDS), ordonnés par longueur de chaîne croissante au sein de chaque sous-groupe.

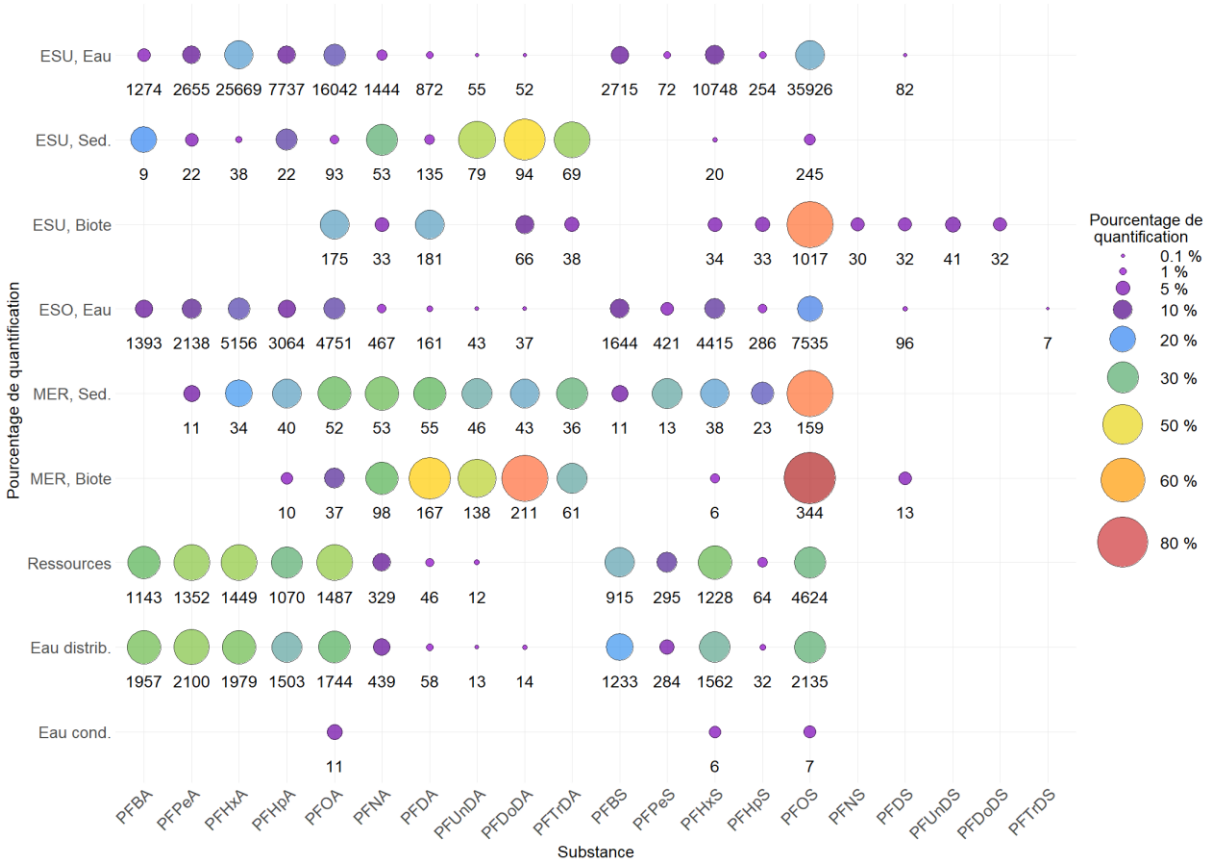


Figure 42. Pourcentage de quantification des $PFAS_{20}$ par sous-compartiment, données quantifiées, Nq>5, (PFCA puis PFSA, ordonnés par longueur de chaine croissante).

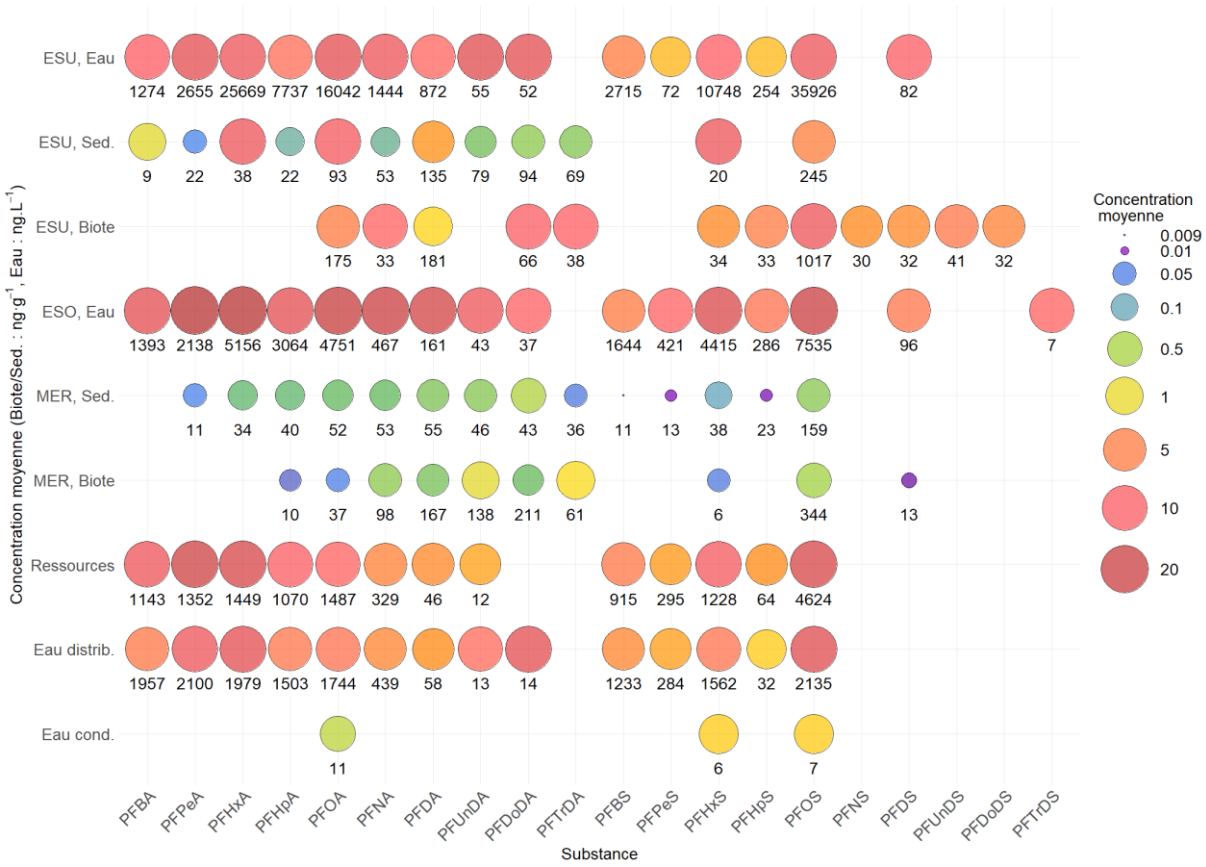


Figure 43. Concentrations moyennes des $PFAS_{20}$ par sous-compartiments, données quantifiées, Nq >5, (PFCA puis PFSA, ordonnés par longueur de chaîne croissante), toutes bases de données confondues, exprimées en $ng.L^{-1}$ pour l'eau, en $ng.g^{-1}$ de matière sèche pour le sédiment et en $ng.g^{-1}$ de poids frais pour biote

- Autres PFAS :

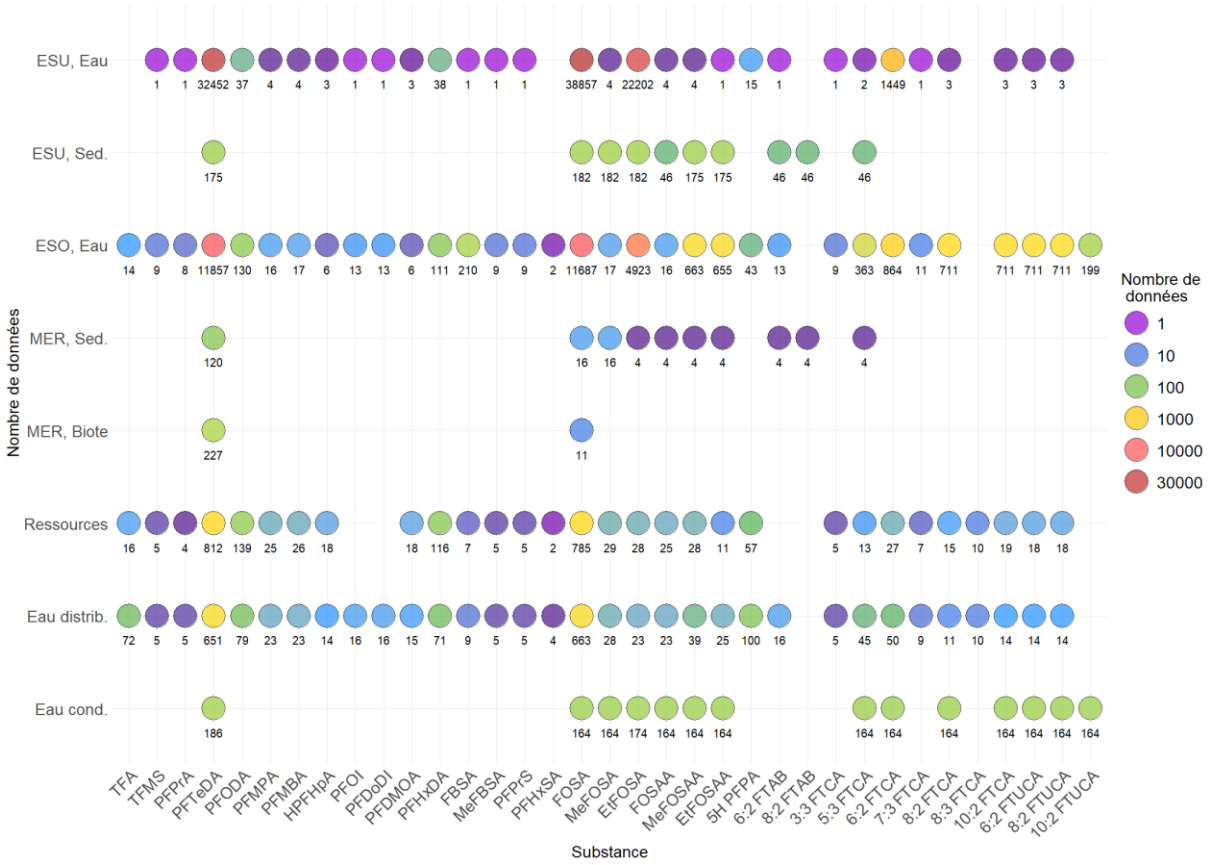


Figure 44 : Nombre de données des autres PFAS par sous-compartiment (1/2)

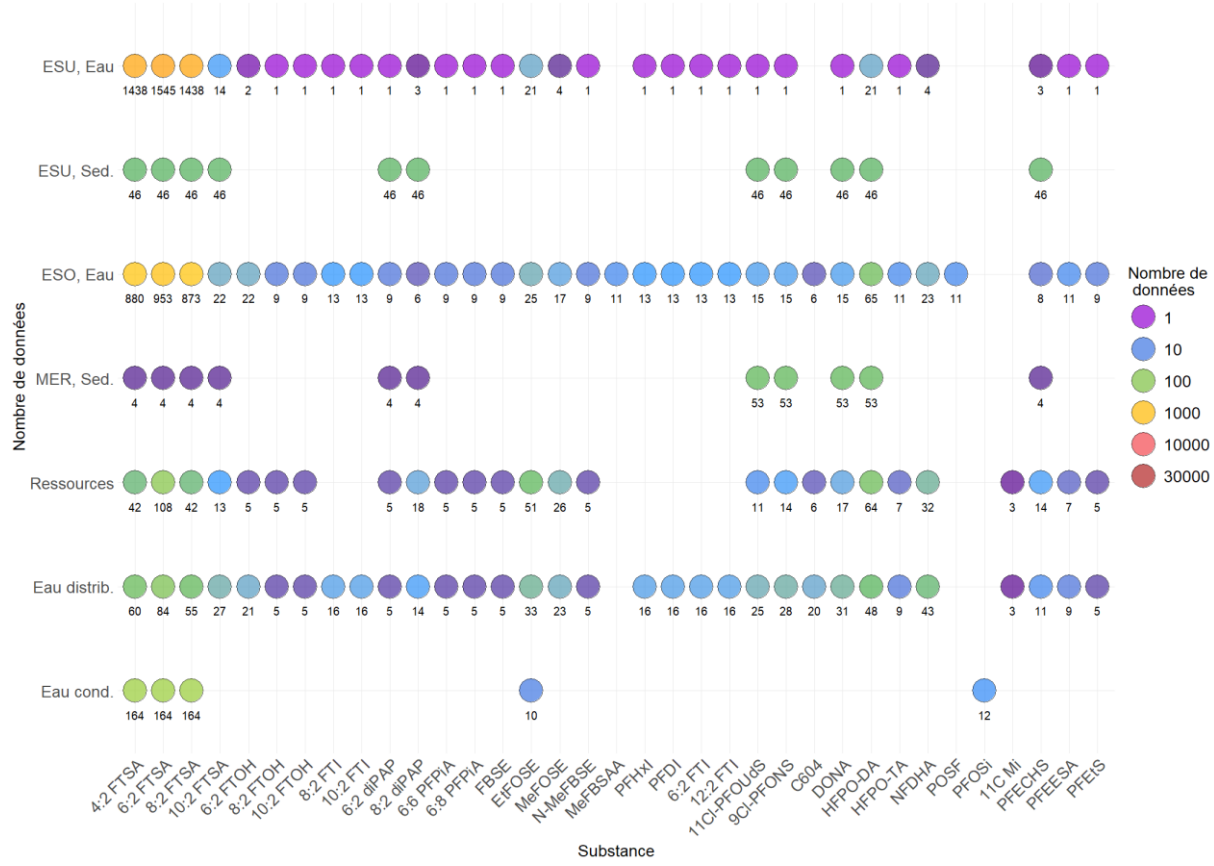


Figure 45 : Nombre de données des autres PFAS par sous-compartiment (2/2)

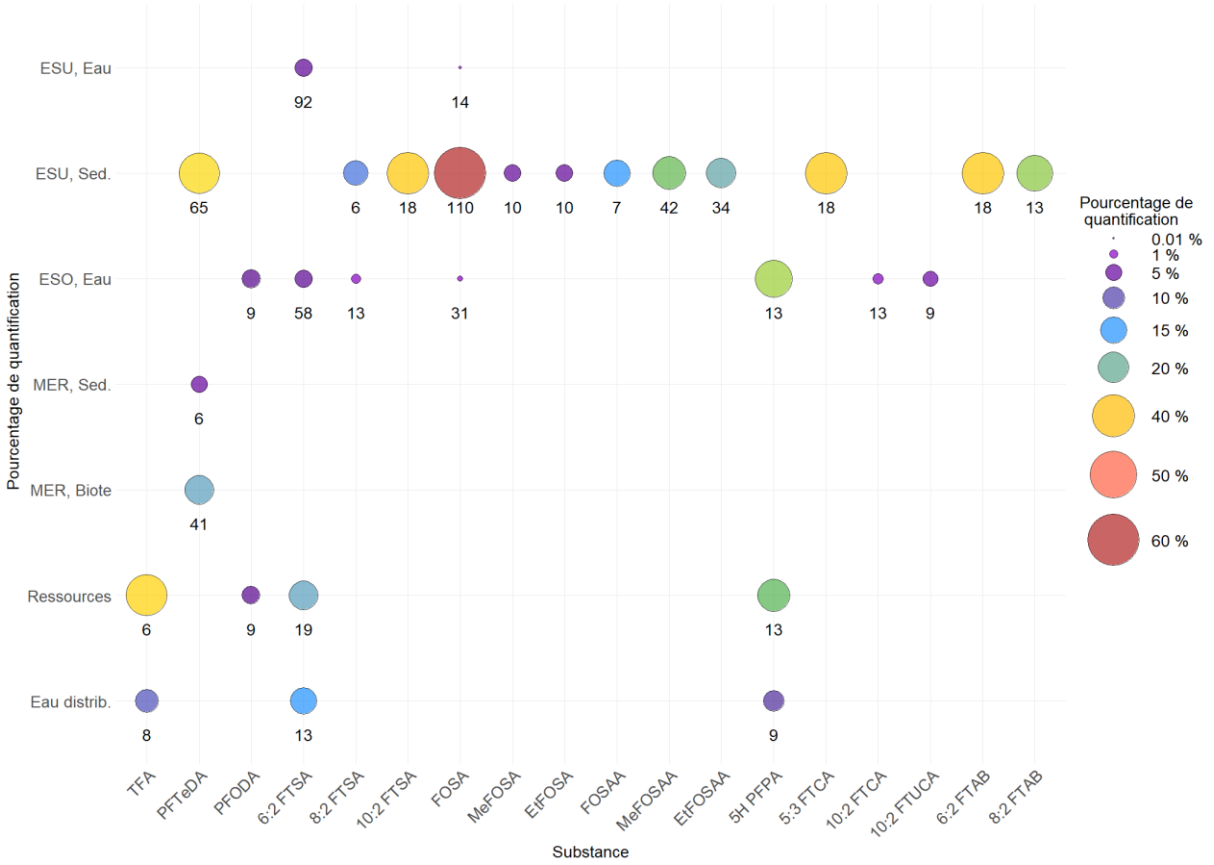


Figure 46 : Pourcentage de quantification des autres PFAS par sous-compartiment, données quantifiées, Nq >5 , toutes bases de données confondues. La valeur indiquée sous les disques correspond au nombre d'analyses (Na).

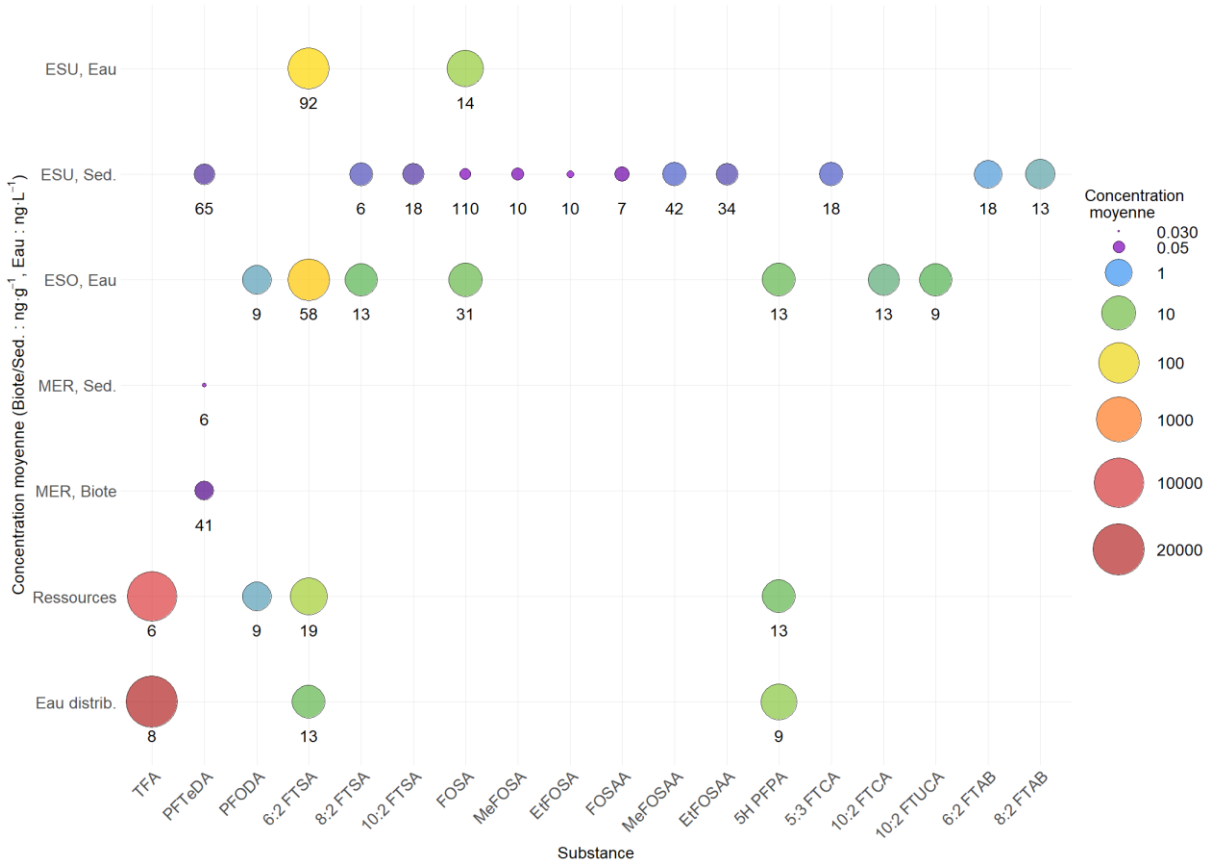


Figure 47: Concentrations moyennes des autres PFAS par sous-compartiment, données quantifiées, Nq>5. La valeur indiquée sous les disques correspond au nombre d'analyses (Na).

Concernant les données relatives aux $PFAS_{20}$, à l'exception du sous-compartiment MER (eaux), un nombre suffisant de données a été acquis pour dégager des tendances générales. L'influence de la longueur de la chaîne fluoroalkylée sur l'affinité des PFAS pour différentes matrices, déjà bien documentée dans la littérature, est clairement observable dans cette méta-analyse (basée surplusieurs millions de résultats d'analyse à l'échelle nationale). Ainsi, les compartiments « eau » (ESO, ESU, ressources et EDCH) présentent des profils de contamination similaires, avec des fréquences de quantification (FQ) maximales pour les PFCA et PFSA de chaînes de longueur inférieure ou égale à C8 : pour PFPeA de 9% à 40%, PFHxA de 14 à 40%, PFOA de 13 à 40%, PFOS de 19 à 30% et PFHxS 10 à 34%.

Dans les compartiments pour lesquels des mesures ont été réalisées dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), à savoir les matrices ESU (eau et biote), ESO et MER (sédiments et biote), il a été observé que le PFOS présente des FQ significativement plus élevées que les autres PFAS. Cette différence peut être attribuée en partie à l'exigence de performances en termes de LOQ qui sont beaucoup plus faibles pour ce paramètre. Par ailleurs, ceci est confirmé par l'analyse des concentrations moyennes, qui sont largement inférieures à celles qui peuvent être rapportées pour d'autres PFAS.

Une analyse détaillée des évolutions des LOQ, tant en termes d'évolution temporelle que de comparaison entre molécules, n'a pas pu être réalisée, à l'instar du travail effectué par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (présenté dans le chapitre 7.2). Ceci limite substantiellement l'interprétation des données dans le cadre de cette synthèse. Par ailleurs, les LOQ sont variables d'un laboratoire à l'autre, influencées par les équipements analytiques disponibles et les exigences des demandeurs.

Cela peut entraîner des différences significatives dans les fréquences de quantification des PFAS au fil du temps, notamment entre 2017 et 2024. De ce fait, un des déterminants essentiels de l'abaissement des LOQ est l'exigence règlementaire via l'agrément des laboratoires, qui fixe les limites à atteindre par les laboratoires intervenant dans la surveillance.

Certains composés, tels que le PFTrDA, le PFUnDS, et le PFDoDS, n'ont jamais été quantifiés dans les eaux, affichant une FQ de 0 %, bien qu'ils aient été fréquemment recherchés. D'autres PFAS à chaînes longues, tels que le PFUnDA, le PFDoDA, le PFNS et le PFTrDS, présentent également des FQ très faibles (< 1 %).

L'hypothèse de l'absence d'émission de ces PFAS dans l'environnement ne peut être retenue, étant donné leur présence dans les sédiments et le biote des ESU. Une des explications possibles pourrait résider dans l'existence de LOQ plus élevées pour ces composés dans ces matrices. Leur très faible quantification dans les eaux pourrait aussi être liée à leur plus forte hydrophobicité : une fois rejetés dans les milieux aquatiques, ces composés interagiraient plus fortement avec la matière organique et les substrats solides (ex : argiles et limons).

Pour les PFCA, au-delà d'une longueur de chaine fluoroalkylée C≥8 (PFNA), et pour le PFNS, les fréquences de quantification diminuent et sont inférieures à 1 %, bien que ces molécules aient été recherchées avec des méthodes aux performances adaptées. À titre d'exemple, dans le cadre des analyses des eaux souterraines, plus de 10 000 échantillons ont été traités avec des performances analytiques homogènes pour tous les composés. Cette observation corrobore le fait que les PFAS à chaîne longue sont moins retrouvées dans les eaux souterraines (Li et al., 2023).

Les concentrations moyennes des PFCA dans les matrices ESO, ESU, et les ressources utilisées pour la production d'EDCH se situent majoritairement autour de la dizaine de $ng.L^{-1}$, ces concentrations étant légèrement plus faibles pour les PFSA (bien que les données de concentration exactes n'aient pas été vérifiées dans cette analyse).

Concernant les sédiments, les fréquences de quantification maximales ont été observées pour les PFUnDA, PFDoDA, et PFTrDA, respectivement avec des chaînes fluoroalkylées de longueur C11, C12 et C13. Cette tendance est similaire dans le compartiment biote, où les molécules à chaîne longue se révèlent plus bioaccumulables. Par exemple, pour la famille des PFCA, les FQ suivent l'ordre suivant : PFDA < PFNA < PFUnDA < PFDoDA, avec une concentration maximale observée pour le PFDoDA. De plus, la concentration moyenne du PFTrDA est relativement faible, ce qui pourrait être lié à des difficultés analytiques affectant la LOQ.

Les PFSA à chaîne longue (> C6) sont moins fréquemment mesurés que les PFCA à chaîne longue, notamment dans les sédiments et le biote. Ils sont, dans un premier temps, moins recherchés dans ces compartiments, en particulier dans le biote marin. Lorsqu'ils sont autant recherchés que les PFCA, comme dans le biote des eaux de surface continentales, leurs fréquences de quantification sont comprises entre 0 et 5% (contre 5 à 20 % pour les PFCA), avec des concentrations pouvant atteindre 5 $ng.kg^{-1}$.

La contamination du milieu marin demeure significativement plus faible que celle du milieu continental, que ce soit dans les sédiments ou le biote, ce qui peut être attribué à des pressions anthropiques moins marquées dans le milieu marin et à une dilution importante des apports continentaux. Les fréquences de quantification des PFAS dans les eaux souterraines et les eaux de surface sont du même ordre de grandeur, mais les eaux souterraines présentent une contamination plus élevée, probablement en raison des transferts de PFAS à partir des sols contaminés.

Les fréquences de quantification et les concentrations moyennes dans les EDCH sont similaires à celles des eaux brutes (ressources utilisées pour la production). Toutefois, cette observation ne permet pas d'interpréter la qualité des systèmes de traitement, étant donné l'absence de données spécifiques concernant les usines de potabilisation.

Les ressources et les EDCH présentent des FQ plus élevées pour l'ensemble des PFAS par rapport aux matrices eaux souterraines et de surface. Cette différence peut s'expliquer par le fait que la surveillance sanitaire n'est pas homogène sur le territoire, les analyses étant actuellement principalement ciblées sur des zones à contamination PFAS avérée ou soupçonnée. En revanche, les données issues des bases de données Ades (ESO) et Naïades (ESU) couvrent l'ensemble du territoire de manière systématique. À partir de 2026, avec l'obligation de surveiller les PFAS dans toutes les EDCH, et l'accroissement de la surveillance environnementale dans les zones impactées, ce biais de représentativité devrait se réduire.

Concernant les molécules hors des $PFAS_{20}$, une grande diversité de molécules a été recherchée, notamment dans les matrices eaux continentales (61 pour les ESU et 67 pour les ESO).

La surveillance est actuellement très hétérogène, ce qui rend difficile d'établir des conclusions à ce stade mais alertent sur l'intérêt d'intégrer certaines d'entre elles à des programmes de surveillance.

D'ores et déjà, certaines molécules attirent l'attention, comme les fluorotélomères (6:2 FTSA dans les eaux continentales) ou les sulfonamides (FOSA, dans les sédiments). Ces données d'occurrence sont à pondérer : les fréquences de quantification sont en partie dues aux performances analytiques associées et les niveaux de concentration sont à confronter aux données de toxicité.

Les données sur les PFAS à chaînes ultra-courtes, bien que demeurant peu nombreuses à ce jour, laissent penser que la contamination des milieux aquatiques et EDCH par ces composés est généralisée : les concentrations moyennes observées peuvent atteindre plusieurs $\mu g.L^{-1}$. Des campagnes d'acquisition de données, sont en cours, et une surveillance accrue est nécessaire.

C'est l'enjeu du deuxième rapport produit par ce GT, visant à catégoriser de manière plus systématique les PFAS dans l'objectif d'améliorer les futurs programmes de surveillance.

7.4 Synthèse tous compartiments (hors biosurveillance)

Le travail de synthèse de toutes les données auxquelles le GT PFAS a eu accès est résumé dans la Figure 48, regroupant, pour les $PFAS_{20}$, le nombre de données compilées par sous compartiment. Les résultats concernant les autres PFAS sont présentés dans l'annexe 12. A noter que cette synthèse tient uniquement compte des données issues des bases de données disponibles en France et non de la revue de la littérature, à l'exception du compartiment « Air, poussières et sols » pour lequel il existe très peu de données disponibles et que le GT PFAS a choisi de compléter par les données de la littérature.

Cette figure illustre l'hétérogénéité des données disponibles entre les compartiments et entre les molécules. Si l'acquisition des données n'est pas uniquement liée aux exigences réglementaires, celles-ci sont un important levier pour déclencher des campagnes de surveillance. Ainsi, les compartiments EAUX (Eaux de surface et souterraine) ont fait l'objet de plus de suivis, en lien avec la mise en place de l'arrêté national de surveillance des eaux (Arrêté du 26 avril 2022) dès avril 2022. En revanche, les données pour les compartiments air, poussières et sols sont rares, en partie du fait de l'absence de programme de surveillance réglementaire à ce jour.

Si l'on s'intéresse au nombre de données disponibles par PFAS, on note une forte disparité selon les groupes de substances, les PFSA étant moins recherchés, notamment les chaînes les plus longues (à partir du PFUnDS, C11). Le PFOS est néanmoins le PFAS recherché dans le plus grand nombre de compartiments et avec le plus de données disponibles (>1445000 dans les ESU). C'est le premier PFAS à avoir été intégré aux différentes actions réglementaires (depuis 2013 dans la DCE).

Cette disparité peut s'expliquer par différentes hypothèses. D'une part, les difficultés liées à l'analyse des molécules à chaînes longues, les plus hydrophobes, sont importantes : risque de sorption sur le matériel de prélèvement et d'analyse, sensibilité plus faible des méthodes d'analyse pouvant conduire à une non atteinte des performances exigées, d'autant plus sur les matrices complexes (hors EAU).

Concernant la nature des PFAS recherchés, il peut s'agir, d'autre part, d'un choix dans les stratégies de surveillance mises en œuvre pour les différents compartiments tenant compte des connaissances disponibles au moment de faire ces choix. Les méthodes de priorisation et de sélection des molécules mises en œuvre pour établir ces suivis n'étant pas disponibles, il est

difficile de statuer sur la pertinence de ces stratégies pour les différents compartiments. C'est néanmoins un point crucial et qui sera considéré dans les propositions faites par le GT PFAS dans le prochain rapport (partie 2). Ainsi, la pertinence de rechercher des PFAS dans les différents compartiments sera notamment évaluée en fonction de leurs propriétés physico-chimiques.

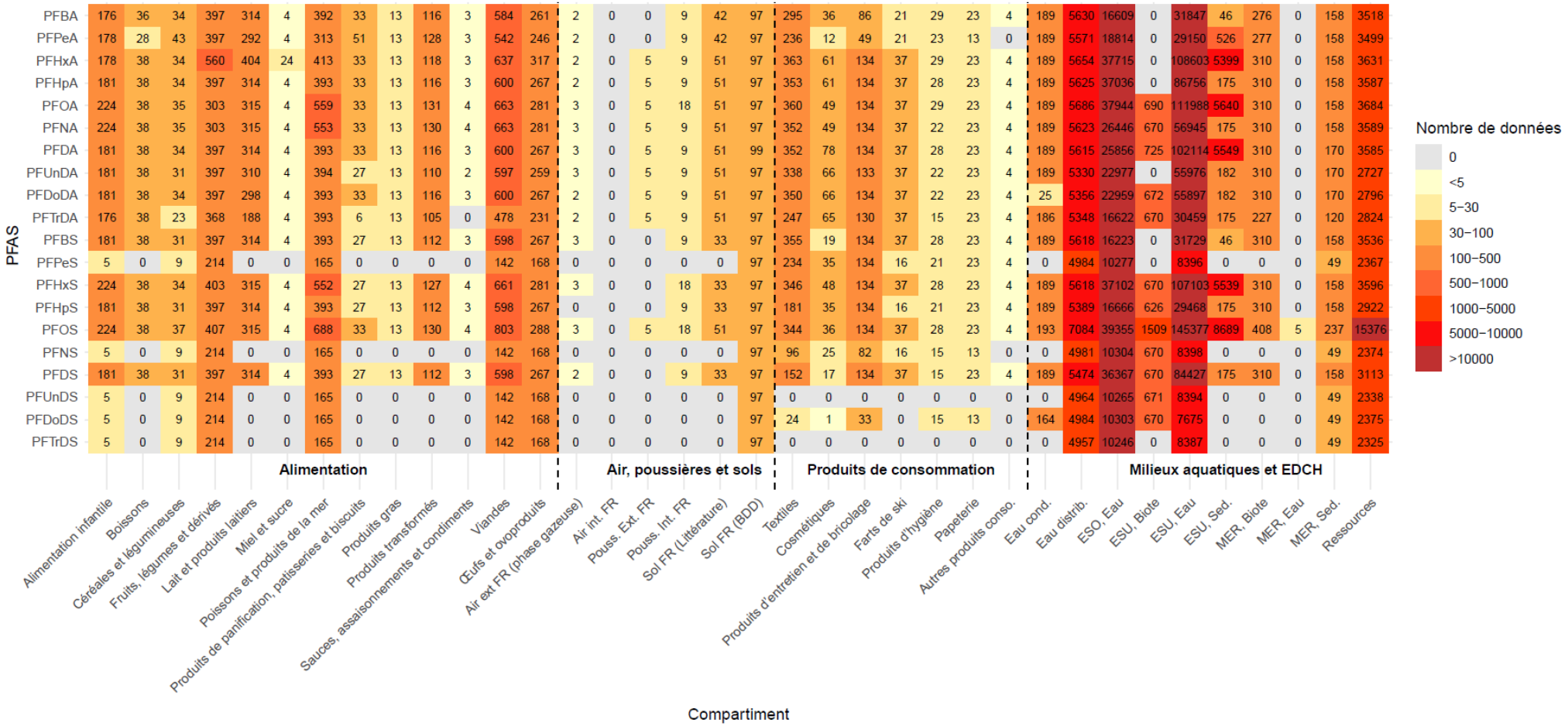


Figure 48. Synthèse des données issues des bases de données disponibles en France pour chacun des $PFAS_{20}$ et par compartiment (hors biosurveillance)

8 Effet des traitements de potabilisation sur les concentrations en PFAS dans les eaux

Le chapitre 8 est une synthèse de l'analyse des données bibliographiques et des éléments issus des auditions réalisées sur les effets des traitements de potabilisation sur les concentrations en PFAS dans les eaux. L'analyse complète est disponible en annexe 7.

8.1 Procédés d'élimination des PFAS réglementés ($PFAS_{20}$)

8.1.1 Performances des procédés observées sur des usines de production d'EDCH

Les données bibliographiques concernant l'efficacité des filières de traitement sur l'élimination des $PFAS_{20}$ sont encore très rares et souvent limitées à des analyses ponctuelles d'un faible nombre de $PFAS_{20}$ dans l'eau brute et l'eau traitée ou en amont et en aval d'une étape de traitement. Ces études ont cependant montré que la clarification (coagulation-floculation-décantation-filtration sur sable) n'est pas efficace pour éliminer les $PFAS_{20}$ (rendements < 20 %). En raison de leur structure chimique (absence de liaison C-H, de double liaison C=C et de groupes oxydables, liaison C-F très forte, pas d'absorption dans l'UV), les $PFAS_{20}$ ne sont pas dégradables par voie chimique (ozone, chlore, dioxyde de chlore), photochimique lors de la désinfection UV et biologique. Seuls les procédés membranaires (nanofiltration ou osmose inverse), l'adsorption sur charbon actif ou la filtration sur une résine échangeuse d'ions peuvent être envisagés pour éliminer les $PFAS_{20}$ dans les usines de production d'EDCH. Les travaux de recherche réalisés en laboratoire ou sur des unités pilotes ont permis de mieux comprendre les mécanismes d'élimination, l'influence de certains paramètres sur les performances de ces procédés et de définir les possibilités et les limites pour chacun de ces trois procédés. (tableaux 98, 99 et 100)

8.1.2 Traitement des $PFAS_{20}$ par adsorption sur charbon actif

L'adsorption sur charbon actif en grains (CAG) est un procédé qui a fait ses preuves depuis la fin des années 1970 pour l'élimination des micropolluants organiques dans les EDCH. Les capacités d'adsorption sur charbon actif augmentent lorsque la longueur de la chaine carbonée hydrophobe augmente et pour un même nombre d'atomes de carbone. Les PFSA sont mieux retenus que les PFCA. Les isomères linéaires sont aussi un peu mieux adsorbés que les isomères ramifiés. Sur le plan appliqué, l'élimination des $PFAS_{20}$ les moins adsorbables (PFCA à courte chaine : PFBA voire PFPeA et PFHxA) peut être parfois très problématique sur le plan technico-économique, notamment lorsqu'ils représentent les PFAS prépondérants dans les eaux brutes.

Parmi les procédés d'adsorption, la filtration sur CAG représente la technologie la plus courante et la plus facile à mettre en œuvre (Tableau 98). À titre indicatif (ordres de grandeur), elle est généralement mise en œuvre avec une vitesse de filtration de 10 $m.h^{-1}$ et un temps de contacten lit vide (EBCT) de 15 min, ce qui correspond à une hauteur de lit de CAG de 2,2 m et un volume d'eau filtrée de 100 m^3 par m^3 de CAG et par jour. La filtration sur CAG peut potentiellement éliminer tous les $PFAS_{20}$ après la mise en route de filtres remplis avec du CAG. La saturation

progressive du CAG par tous les micropolluants organiques y compris les PFAS et la matière organique (paramètre carbone organique dissous (COD) ou carbone organique total (COT)) présents dans l'eau brute conduit à voir apparaitre des $PFAS_{20}$ les moins adsorbables dans l'eau filtrée puis à une désorption temporaire de ces mêmes $PFAS_{20}$ en raison des phénomènes d'adsorption compétitive. Cette désorption explique les rendements négatifs d'élimination des PFAS à courte chaine (comme le PFBA) qui sont parfois observés lors des analyses ponctuelles de $PFAS_{20}$ en entrée et en sortie d'usines de production d'EDCH.

Le CAG doit être renouvelé ou régénéré avant que la concentration totale en $PFAS_{20}$ à la sortie du filtre ne dépasse la limite de qualité de 100 $ng.L^{-1}$. La durée de vie du CAG avant son remplacement représente un paramètre important pour la sélection du CAG et pour l'évaluation du coût de traitement. Une durée de vie minimale de 40 000 à 50 000 V/V[52] serait idéale (soit un remplacement tous les 12 à 15 mois minimum) mais elle peut être difficilement atteignable en cas de fortes concentrations en $PFAS_{20}$, en matière organique dans l'eau brute ou d'une forte prédominance de $PFAS_{20}$ à courte chaîne.

Les procédés plus récents d'adsorption mettant en œuvre du charbon actif en poudre (CAP) dans un réacteur agité ou du charbon actif en micrograins (µCAG) dans un réacteur à lit fluidisé avec un renouvellement continu du CAP ou du µCAG, qui sont actuellement utilisés pour éliminer des pesticides ou des métabolites de pesticides, peuvent aussi retenir les $PFAS_{20}$. Ces procédés présentent quelques avantages par rapport à la filtration sur CAG tels qu'une cinétique d'adsorption plus rapide car la granulométrie du charbon actif est plus fine, l'absence d'une période d'arrêt pour le renouvellement du charbon actif usagé, et la possibilité d'adapter la dose d'adsorbant (ou la quantité d'adsorbant dans le réacteur) en cas de variations de la qualité des eaux brutes. Pour ces procédés, la dose de CAP ou du µCAG est généralement de l'ordre de 10 à 50 $g.m^{-3}$ d'eau à traiter. Comme dans le cas du CAG, le traitement d'eaux brutes contenant de fortes concentrations de $PFAS_{20}$ avec une proportion importante de PFCA à courte chaine et de matière organique naturelle, peut être problématique car elle peut nécessiter des doses élevées de CAP ou de µCAG.

Les procédés d'adsorption sur charbon actif génèrent des matériaux usagés contenant des PFAS. Les CAG et les µCAG usagés peuvent être régénérés par voie thermique, dans des conditions particulières afin d'éviter les rejets de PFAS dans l'environnement. Les pertes de CAG lors des opérations de transport et de réactivation (environ 10 à 15 %) sont compensées par du CAG neuf. Les CAP ne sont pas régénérables car ils contiennent des hydroxydes métalliques provenant de l'injection de coagulants (sels de fer ou d'aluminium) utilisés pour améliorer la décantation du charbon actif.

Tableau 98. Elimination des $PFAS_{20}$ par filtration sur charbon actif en grain (CAG).

Avantages	Inconvénients
- Procédé éprouvé d'élimination des micropolluants organiques dans les usines de production d'EDCH - Efficace pour l'élimination des $PFAS_{20}$ à longue chaine, et en particulier des PFSA - CAG régénérable	- Efficacité limitée pour l'élimination des PFCA à courte chaine (PFBA, PFPeA etPFHxA) - Diminution de la durée de vie du CAG en cas de fortes concentrations en $PFAS_{20}$ dans l'eau à traiter

[52] V/V = Volume d'eau filtré / Volume de lit de matériau filtrant (Bed Volume) (m^3 d'eau $.m^{-3}$ de CAG ou de résine)

- Efficacité non impactée par la concentration en sels dissous des eaux brutes - Co-élimination d'autres micropolluants organiques et de précurseurs de sous-produits de chloration (COD) - Pas de modification de la composition ionique de l'eau	- Diminution de la durée de vie du CAG en cas de fortes concentrations en COT ou COD (COT > 1,5 à 2 mg L^{-1}) - Désorption possible de PFAS à courte chaine

8.1.3 Traitement des $PFAS_{20}$ par filtration membranaire (nanofiltration et osmose inverse)

Les procédés membranaires comme la nanofiltration (NF) (avec des seuils de coupure compris entre 100 et 1000 Da) et l'osmose inverse (OI) (seuils de coupure inférieurs à 100 Da) sont des procédés encore rarement utilisés pour la production d'EDCH en raison des fortes consommations d'énergie et d'eau. La mise en œuvre de ces procédés nécessite des prétraitements pour limiter le risque de colmatage des membranes et impose des post-traitements visant à reminéraliser l'eau.

Compte tenu des poids moléculaires des $PFAS_{20}$ (de 214 à 750 Da), le mécanisme de rétention principal pour des membranes de NF présentant un seuil de coupure faible (100 à 200 Da) est l'exclusion stérique (poids moléculaire des PFAS supérieur au seuil de coupure). Ainsi, ces membranes peuvent rejeter les $PFAS_{20}$ à courte chaîne carbonée (comme le PFBA et le PFPeA) avec des taux supérieurs à 85-90 %. La NF peut aussi rejeter des $PFAS_{20}$ de poids moléculaire inférieur au seuil de coupure des membranes grâce à d'autres mécanismes de rétention tels que la répulsion électrostatique entre les charges négatives de la membrane et celles des $PFAS_{20}$ (totalement sous forme carboxylate ou sulfonate au pH des eaux) et les interactions hydrophobes entre la membrane et la chaine carbonée des $PFAS_{20}$ qui conduisent à une adsorption des $PFAS_{20}$ sur la membrane.

L'OI permet de rejeter tous les $PFAS_{20}$ y compris les PFAS à chaîne courte avec des rendements très supérieurs à 90 %. L'osmose inverse basse pression (OIBP), qui est un procédé moins énergivore que l'OI (pression transmembranaire plus faible) tout en permettant des flux de perméation élevés, commence à se développer avec la mise en place d'installations pour l'adoucissement partiel des EDCH. L'OIBP peut aussi être déployée dans le futur pour la rétention de tous les micropolluants organiques polaires et de faible masse molaire qui ne sont pas efficacement retenus par le charbon actif (comme les $PFAS_{20}$ à courte chaine). Le Tableau 99 résume les avantages et les inconvénients de l'utilisation de l'OIBP pour le traitement des $PFAS_{20}$.

Actuellement, la revendication d'utilisation de modules de filtration membranaire pour le traitement de molécules organiques dont des micropolluants en vue de la production d'EDCH n'est pas prévue par l'arrêté du 22 juin 2012. Cependant, la DGS a récemment saisi l'Anses afin d'étudier, au regard de la bibliographie existante, l'opportunité de modifier l'annexe 6 de l'arrêté afin d'étendre les revendications d'efficacité reconnues, pour certains types de filtration membranaire, aux molécules organiques (dont pesticides et PFAS).

Enfin, le traitement des PFAS par filtration membranaire produit des concentrats (0,15 à 0,25 $m^3.m^{-3}$ d'EDCH produite) avec des concentrations en polluants d'environ cinq à sept fois plus élevées que dans les eaux brutes. La gestion des concentrats peut représenter le principal obstacle au développement des procédés membranaires et fait l'objet de nombreux travaux de recherche et de développement. Les pistes explorées concernent les techniques d'extraction ou de concentration des PFAS présents dans les concentrats, les procédés de destruction des déchets concentrés produits ou les procédés permettant une minéralisation totale du fluor organique.

Tableau 99. Elimination des $PFAS_{20}$ par osmose inverse basse pression (OIBP).

Avantages	Inconvénients
- Procédé garantissant une élimination à long terme des $PFAS_{20}$, y compris des PFAS à courte chaîne (taux de rejet supérieurs à 90 %) sans les problèmes rencontrés avec le CAG (saturation du CAG, relargage de PFAS) - Co-élimination d'autres micropolluants organiques et de précurseurs de sous-produits de chloration - Co-élimination de micropolluants inorganiques	- Coûts de traitement élevés (investissements, fonctionnement, ...) - Elimination importante des sels dissous : post-traitements nécessaires (reminéralisation, équilibre calco-carbonique) - Consommation de réactifs chimiques pour le nettoyage des membranes et la prévention du colmatage - Gestion/traitements des concentrats contenant des PFAS - Traitement des micropolluants organiques par des modules membranaires actuellement pas prévue dans l'arrêté du 22 juin 2012

8.1.4 Traitement des $PFAS_{20}$ par échange d'ions

Les résines échangeuses d'ions utilisées pour l'élimination des $PFAS_{20}$ sont des résines anioniques fortes qui possèdent des groupes ammonium quaternaires comme les groupes tributylammonium ($[-N(CH_2CH_2CH_2CH_3)_3]^+$). La rétention des $PFAS_{20}$ ne résulte pas uniquement de réactions d'échange d'ions mais également (voire principalement) de réactions d'adsorption sur les chaînes alkyles des groupes fonctionnels. Les capacités d'adsorption des résines augmentent lorsque les longueurs des chaînes carbonées des $PFAS_{20}$ et des groupes fonctionnels augmentent. Les $PFAS_{20}$ adsorbés ne pouvant pas être désorbés lors d'une régénération par une saumure sans addition d'un solvant organique, les résines employées pour l'élimination des $PFAS_{20}$ dans le cadre de la production d'EDCH sont à usage unique.

Pour l'élimination des PFAS, la filtration sur résines échangeuses d'ions est généralement réalisée sur deux filtres en série avec les bases de dimensionnement suivantes (ordres de grandeur) : temps de contact (EBCT) de 1,5 à 2,5 min par filtre, vitesse de filtration : 15 à 45 $m.h^{-1}$; hauteur de lit environ 1 m. Pour une application donnée, le volume de résine sera donc environ 3 à 5 fois plus faible que le volume de CAG. La compacité des installations de filtration

sur résines échangeuses d'ions représente le principal intérêt de ce procédé mais qui par ailleurs présente généralement un coût plus élevé (Tableau 100).

Comme pour le charbon actif, les rendements d'élimination par les résines anioniques fortes augmentent avec la longueur de la chaine carbonée des PFCA ou des PFSA. Ils sont plus élevés avec les PFSA qu'avec les PFCA (avec le même nombre d'atomes de carbone) et avec les isomères linéaires qu'avec les isomères ramifiés.

La comparaison des courbes de percée de filtres de résines et de CAG alimentés en laboratoire avec la même eau contaminée par des $PFAS_{20}$ démontrent que pour un rendement donné d'élimination des PFAS des valeurs de V/V sont 2 à 5 fois (voire jusqu'à 10 fois) plus élevées avec les résines anioniques sélectives qu'avec les CAG commerciaux couramment utilisés dans les usines de production d'eau potable. La comparaison des performances sur la base uniquement des V/V ne signifie pas que la durée de vie de la résine exprimée en jours de filtration soit plus élevée que celle du CAG car le dimensionnement des filtres est différent.

Les performances des filtres de résines anioniques fortes peuvent être impactées négativement par les ions sulfate et nitrate en début de filtration et par la matière organique naturelle qui sont présents à des concentrations avec des ordres de grandeur bien supérieurs à ceux des PFAS dans les eaux brutes.

La filtration sur résine anionique forte sous forme chlorure modifie fortement la composition ionique de l'eau car les ions sulfate, nitrate et bicarbonate sont totalement échangés par des ions chlorure en tout début de filtration. Sur le plan appliqué, ces variations conduisent à une baisse transitoire du pH et à des variations du pouvoir corrosif de l'eau en raison des variations des concentrations relatives en ion chlorure, sulfate et bicarbonate.

La nature des groupes fonctionnels des résines anioniques fortes peut aussi conduire à un relargage de précurseurs de nitrosamines (amines). Les recommandations des fabricants doivent être respectées le conditionnement de la résine avant la première utilisation ou lors de la remise en route d'une installation.

Il convient aussi de rappeler que l'arrêté du 22 avril 2022 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des résines organiques échangeuses d'ions utilisées pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique ne prévoit pas à ce jour l'utilisation de résines échangeuses d'ions pour l'élimination de micropolluants organiques.

Tableau 100. Elimination des $PFAS_{20}$ par échange d'ions (résines anioniques fortes sélectives).

Avantages	Inconvénients
- Facilité de mise en œuvre - Efficace pour l'élimination des $PFAS_{20}$ à longue chaine - Filtres 3 à 5 fois moins volumineux que les filtres à CAG - Procédé utilisable en traitement d'affinage de la qualité des eaux après une filtration sur CAG	- Procédé non autorisé actuellement en France pour l'élimination de micropolluants organiques dans les EDCH (Arrêté du 22 avril 2022) - Efficacité limitée pour l'élimination des PFAS à courte chaîne (PFBA, PFPeA et PFHxA) - Impact négatif de la salinité et de la matière organique sur les performances - Modification de la composition ionique de l'eau en début de filtration (pouvoir corrosif de l'eau)

Avantages	Inconvénients
	- Risque de relargage (peut-être minime) de précurseurs de nitrosamines (consignes à respecter lors de la première utilisation des résines ou après remise en route d'une installation)

8.2 Procédés d'élimination des PFAS non réglementés

8.2.1 Elimination du TFA et des autres PFAS à chaîne ultracourte (PFAS-UC)

Avec une masse molaire comprise entre 114,1 $g.mol^{-1}$ (TFA) et 250,1 $g.mol^{-1}$ (PFPrS), seules l'OI ou l'OIBP permettent la rétention des PFAS-UC avec des rendements supérieurs à 90 voire 99 %.

Étant moins hydrophobes que les composés à plus longues chaines, les PFAS-UC sont moins bien retenus par le charbon actif et les résines anioniques fortes que le PFBA et le PFBS. Ces PFAS-UC seront désorbés temporairement avant le PFBA et le PFBS lorsque les eaux à traiter contiennent à la fois des PFAS-UC et des $PFAS_{20}$. En plus de la désorption, l'hypothèse d'une dégradation de précurseurs de TFA par voies biologique et chimique a été évoquée (mais non démontrée) pour expliquer les forts rendements négatifs d'élimination du TFA (jusqu'à -700 %) dans des usines comprenant un procédé avancé d'oxydation suivi d'un traitement au charbon actif. Ainsi, l'ozonation de solutions aqueuses de pesticides et de produits pharmaceutiques possédant un groupe CF_3 (et en particulier un cycle aromatique porteur d'un groupe CF_3) peut conduire à la formation de TFA. Des travaux de recherche complémentaires sont cependant nécessaires afin d'évaluer la potentielle formation de TFA (et autres PFAS) par ozonation dans les conditions rencontrées dans les usines de production d'EDCH.

8.2.2 Autres PFAS non réglementés (précurseurs)

Les PFAS non réglementés autres que les PFAS-UC peuvent potentiellement être éliminés par adsorption sur charbon actif, et en particulier par filtration sur CAG, s'ils ont une capacité d'adsorption sur charbon actif supérieure ou égale à celle du PFOA. Sinon, l'OIBP permet une aussi d'éliminer les PFAS non réglementés.

Les précurseurs de PFAS sont moins stables que les $PFAS_{20}$ en raison de l'existence dans leur structure de sites d'attaque pour une réaction par voie biologique ou chimique. Les données bibliographiques indiquent que certains PFAS peuvent être dégradés par ozonation (comme le 6:2 FTAB en 6:2 FTSA) ou par chloration (comme certains polyfluoroalkyl sulfonamides). Cependant, les données bibliographiques sont encore trop rares par rapport à la diversité des PFAS non réglementés et pas toujours exploitables car les conditions expérimentales utilisées dans les travaux de recherche sont très éloignées des conditions réelles rencontrées dans les usines de production d'eau potable.

8.3 Conclusions

8.3.1 Procédés de traitement des $PFAS_{20}$ pour la production d'EDCH

Les seuls procédés envisageables pour l'élimination des PFAS réglementés ($PFAS_{20}$ < 100 $ng.L^{-1}$), sont l'adsorption sur charbon actif, la rétention par les résines échangeuses anioniques fortes (échange d'ions et adsorption) et la filtration membranaire (NF et OI basse pression). L'adsorption sur charbon actif et en particulier la filtration sur CAG représente actuellement le procédé privilégié car c'est un procédé qui a fait ses preuves pour éliminer à moindre coût les pesticides et les métabolites de pesticides dans un très grand nombre d'usines de production d'EDCH. Toutefois, les rendements d'élimination restent moindres pour certains PFAS qu'avec des procédés membranaires. Il convient aussi de noter que l'élimination de micropolluants organiques par des modules membranaires et par des résines organiques échangeuses d'ions pour la production d'EDCH n'est pas actuellement prévue par la réglementation française actuelle (arrêté du 22 juin 2012 pour les modules de filtration et arrêté du 22 avril 2022 pour les résines).

8.3.2 Choix d'un procédé et validation des performances du traitement des PFAS

Les retours d'expériences sur les installations industrielles de traitement des $PFAS_{20}$ par charbon actif, échange d'ions ou par filtration membranaire sont très rares. Les travaux de recherche réalisés en laboratoire ou sur des unités pilotes sont souvent effectués dans des conditions expérimentales très éloignées de celles rencontrées dans les usines de production d'EDCH. Pour tout projet d'installation d'une unité de traitement des PFAS, il convient donc de réaliser au préalable et au cas par cas, des analyses approfondies de la qualité des eaux brutes à traiter, des essais en laboratoire pour la sélection d'un matériau ou d'un module membranaire puis une étude pilote afin de valider les bases de dimensionnement et les performances à long terme du procédé ou de la filière de traitement retenue.

Les analyses physico-chimiques des eaux à traiter doivent fournir des informations complètes sur les PFAS présents dans l'eau brute (y compris les PFAS non réglementés), les gammes de concentrations rencontrées pour chaque PFAS et pour la somme des $PFAS_{20}$ sur plusieurs périodes de l'année et la distribution des différentes classes de $PFAS_{20}$ selon la longueur de la chaine carbonée. Une contribution prédominante des $PFAS_{20}$ à courte chaine au paramètre $PFAS_{20}$ peut rendre difficile un traitement par adsorption sur charbon actif. Les analyses doivent aussi fournir des données sur d'autres composés présents qui peuvent impacter défavorablement les performances du charbon actif (concentration en COD) ou de l'échange d'ions (concentrations en COD et en ions sulfate et nitrate). Quand il s'agit de construire une nouvelle usine de production d'EDCH, des analyses plus complètes (fer, manganèse, MES, turbidité, autres micropolluants organiques, etc.) sont nécessaires afin de concevoir la filière complète de traitement.

Des expériences éventuelles en laboratoire peuvent aider à la sélection d'un charbon actif ou d'une résine anionique fortes parmi les nombreux matériaux proposés par des fabricants. Les caractéristiques des membranes fournies par les fabricants (seuil de coupure et type de membrane) permettent de prédire correctement l'efficacité d'une membrane d'OI, mais pas celle des membranes de NF.

Les études pilotes sont nécessaires (dans la configuration finale du procédé) afin d'optimiser les conditions de traitement (temps de contact, hauteur de lit de matériau, dose de CAP ou µCAG,

pression, taux de conversion hydraulique, etc.), de valider les performances à long terme du procédé et de préciser la durée de vie du charbon actif ou de la résine avant régénération ou remplacement. Dans le cas de la filtration sur CAG ou sur résines, des points de prélèvements à différentes hauteurs de lit peuvent être utiles afin d'observer une percée effective pour une hauteur donnée de lit avec dépassement de la valeur limite de qualité pour les $PFAS_{20}$.

Si des PFAS non réglementés sont présents dans l'eau brute, le suivi de leurs concentrations serait aussi utile (acquisition de connaissances), et dans le cas particulier du TFA (et autres PFAS-UC) de connaître la concentration maximale atteinte lors de la phase de désorption temporaire.

8.3.3 Gestion des déchets

Lors de la production des EDCH, les PFAS éliminés se retrouvent concentrés dans de petits volumes de déchets solides (charbon actif ou résine) ou dans des concentrats de procédés membranaires produits en très grands volumes (0,15 à 0,25 m^3 m^{-3} d'EDCH produite).

Les CAG et les µCAG sont généralement repris par les fabricants pour une réactivation par voie thermique dans des conditions maîtrisées permettant une désorption des PFAS puis une destruction totale des PFAS dans les évents. Les CAP et les résines à usage unique chargés en PFAS sont aussi repris par les fabricants afin de suivre une voie de destruction totale des PFAS.

Les concentrats des installations de dessalement (OI) et d'adoucissement partiel (OIBP, NF) pour la production d'eau potable sont souvent rejetés dans les eaux de rivières sans traitement complémentaire. Dans le cas du traitement des PFAS par filtration membranaire, la gestion des concentrats sera un vrai challenge qu'il est important de considérer afin d'éviter la création de sources de contamination secondaire. En particulier, le rejet dans les milieux, s'il doit dans tous les cas respecter les normes en vigueur régissant les émissions, devra être proscrit, afin de contribuer à l'effort général de diminution des contaminations environnementales de ces molécules ubiquistes.

8.3.4 Etudes complémentaires

L'étude bibliographique met en évidence un manque de retours d'expériences sur les installations de traitement des $PFAS_{20}$ dans les usines de production d'EDCH et sur le devenir des PFAS non réglementés dans les filières de traitement existantes. Par ailleurs, les données concernant les analyses de PFAS autres que les $PFAS_{20}$ dans les ressources en eau utilisées pour la production d'EDCH sont aussi trop peu nombreuses et des campagnes de mesures méritent d'être réalisées dans les usines situées dans des zones potentiellement contaminées.

L'état actuel des connaissances ne permet pas de savoir si des $PFAS_{20}$ et des PFAS-UC peuvent être formés à partir de précurseurs par des réactions de biodégradation au sein des filtres à CAG et d'oxydation chimique (ozonation) dans les conditions rencontrées dans les usines de production d'eau potable. Les possibilités de transformation de certains PFAS (comme ceux contenant un ou plusieurs groupes azotés) par le chlore libre dans les réservoirs de stockage et le réseau de distribution méritent également d'être examinées.

9 Valeurs guides sanitaires dans les EDCH

Comme rappelé dans le chapitre 2, l'un des objectifs de la saisine (question f) est de proposer des valeurs guides sanitaires (VGS) pour les EDCH pour les 20 PFAS réglementés (cf 4.3.1) et pour lesquels une VTR long terme par voie orale a pu être construite par le GT VTR PFAS (question g). De plus, dans le cadre de l'établissement de son programme de travail annuel sur les VTR, la DGPR et la DGS ont demandé à l'Anses d'ajouter dans l'expertise un fluorotélomère, le 6:2 FTSA.

A date (septembre 2025) parmi ces 21 PFAS précités, 10 PFAS ont pu être expertisés par le GT VTR PFAS et ont fait l'objet d'un livrable spécifique en réponse à la question g (Anses 2025b). Une VTR a pu être construite et validée par le CES VSR pour le PFBA, le 6:2 FTSA et le PFHxA. Les huit autres PFAS ont été étudiés sans possibilité de construire ou sélectionner une VTR (cf 9.4.4).

Sur la base des VTR produites par le GT VTR PFAS, le GT PFAS a donc été en mesure d'élaborer une VGS EDCH pour le PFBA, et le 6:2 FTSA le PFHxA.

9.1 Définition d'une VGS EDCH

Selon le guide d'élaboration et de choix de valeurs de référence (Anses 2025a, à paraitre), les valeurs guides sanitaires pour les EDCH (VGS EDCH), correspondent à la concentration d'un agent chimique qu'il est recommandé de ne pas dépasser dans les eaux de boisson pour protéger la santé de l'ensemble de la population.

Les VGS EDCH sont élaborées en supposant que la population consomme cette eau pendant la totalité de sa vie et en tenant compte des variations de sensibilité éventuelles aux différents stades de la vie. Dans le cadre de cette expertise, ce sont des valeurs établies pour une exposition long terme[53] par voie orale *via* l'ingestion d'eau de boisson (Anses 2025a, à paraître). Les VGS EDCH sont exprimées en $\mu g.L^{-1}$.

9.2 Méthodologie d'élaboration d'une VGS EDCH à partir d'une VTR

Pour calculer une VGS EDCH à partir d'une valeur toxicologique de référence (VTR), deux méthodes existent en fonction de l'effet principal de la molécule étudiée : effet à seuil ou effet sans seuil. Pour les PFAS considérés dans ce rapport, seuls des effets à seuil sont observés. C'est pourquoi seule la méthode de calcul de VGS EDCH à partir d'une VTR à effet seuil est détaillée ci-après.

$$\text{VGS EDCH} = \frac{\text{VTR} \times \text{F}_{\text{eau}}}{\text{CPC-vie entière}}$$

Où :

- VGS EDCH = valeur guide sanitaire pour les EDCH, exprimée en $\mu g.L^{-1}$;
- VTR = valeur toxicologique de référence exprimée en $\mu g.kg^{-1}.j^{-1}$ de poids corporel ;
- F_{eau} = part de la VTR attribuée à l'exposition par l'eau de boisson, sans unité ;

[53] Exposition d'au moins 365 jours.

• CPC-vie entière = consommation journalière d'eau de boisson rapportée à la masse corporelle pondérée sur la vie entière = 0,035 $L.kg^{-1}.j^{-1}$.

9.3 Part de la VTR attribuée à l'exposition par l'EDCH (F_{eau})

D'après le guide de l'Anses (Anses 2025a, à paraitre), à l'instar de l'OMS (OMS 2022), de l'US EPA (US EPA 2000a) et l'OEHHA (OEHHA 2016b), l'Anses estime que la part de la VTR attribuée à l'exposition par l'eau de boisson doit être comprise entre 20 % et 80 %. En effet, les experts considèrent :

- une borne basse à 20 %, utilisée lorsque l'eau n'est pas la seule source d'exposition. Cette borne est jugée protectrice par l'OMS (OMS 2022), correspond à un seuil en dessous duquel le gain en termes de protection des populations par rapport à l'exposition à l'agent chimique est négligeable. Dans une telle situation, il serait plus efficace et pertinent de mettre en place des mesures de gestion visant à réduire l'exposition par les autres sources (Krishnan et Carrier 2013) ;
- une borne haute à 80 %, principalement utilisée lorsque l'eau est la seule source d'exposition connue à l'agent chimique, qui permet de conserver une proportion de 20 % de la VTR pour des expositions non identifiées ou pour des individus exposés dans des situations spécifiques (par exemple exposition professionnelle) (OMS 2022; INSPQ 2021; Krishnan et Carrier 2013; US EPA 2000a).

Pour déterminer la part de la VTR attribuée à l'exposition par l'eau de boisson à utiliser lors de l'élaboration de VGS EDCH, l'Anses utilise le logigramme établi dans le guide de l'Anses susmentionné.

Lors de son expertise, le GT PFAS a pu collecter une quantité importante de données concernant un large éventail de PFAS présents dans divers compartiments (Figure 48), ce qui suggère une exposition multi-sources aux PFAS, notamment par voie orale *via* l'alimentation et l'EDCH.

La part exacte de l'exposition attribuable aux différentes sources d'exposition pour la population française, en particulier à l'eau, n'est pas réalisée dans le cadre de ce rapport. La 3ème étude alimentaire totale (EAT3), en cours de réalisation, devrait pouvoir apporter pour une liste de PFAS définis, la part de l'exposition hydrique à l'exposition alimentaire totale. Dans l'attente, au regard des choix d'autres organismes institutionnels qui ont élaboré des VR dans l'eau pour les PFAS examinés (notamment MDH, MSWG, Efsa et OEHHA) (Anses 2023), le GT PFAS adopte la valeur par défaut de 20 % de la VTR allouée à l'exposition par l'EDCH.

9.4 Elaboration de VGS EDCH

9.4.1 PFBA

9.4.1.1 Valeur toxicologique de référence du PFBA

Le GT VTR PFAS n'a retenu aucune des VTR existantes pour le PFBA (Anses 2025b). Il a pris la décision de construire une nouvelle VTR long terme par voie orale en retenant comme effet critique un retard de développement chez la souris, et en particulier un retard de l'ouverture des yeux (retard de développement qui apparaissait pour la plus faible dose de PFBA, Das et al., 2008). Le GT VTR PFAS considère que les effets sur le développement résultent d'un mécanisme à seuil de dose. La construction de la VTR du PFBA est détaillée dans l'avis VTR PFAS de l'Anses (Anses 2025b).

Le GT VTR PFAS calcule une VTR par voie orale pour le PFBA égale à 20 µg.kg $pc^{-1}.j^{-1}$. Un niveau de confiance global de cette VTR a été estimé à 2,2/5, soit un niveau de confiance moyen-faible.

9.4.1.2 Proposition de VGS EDCH pour le PFBA

Sur la base d'une VTR long terme par voie orale et en retenant une part de la VTR allouée à l'exposition hydrique de 20 %, une consommation journalière d'eau de boisson rapportée à la masse corporelle pondérée sur la vie entière (CPC-vie entière) de 0,035 $L.kg^{-1}.j^{-1}$, le GT PFAS propose pour la population française une VGS EDCH du PFBA égale à 114 $µg.L^{-1}$.

9.4.2 6:2 FTSA

9.4.2.1 Valeur toxicologique de référence du 6:2 FTSA

Le GT VTR PFAS n'a retenu aucune des VTR existantes pour le 6:2 FTSA. Il a pris la décision de construire une nouvelle VTR long terme par voie orale en retenant comme effet critique les effets immunologiques (effet immunosuppresseur évalué chez la souris avec le test de plaque hémolytique (PFC) ; Bohannon et al., 2023). Le GT VTR PFAS considère que les effets immunologiques résultent d'un mécanisme à seuil de dose. La construction de la VTR du 6:2 FTSA est détaillée dans l'avis VTR PFAS de l'Anses (Anses 2025b).

Le GT VTR PFAS calcule une VTR pour le 6:2 FTSA égale à 0,3 µg.kg $pc^{-1}.j^{-1}$. Le niveau de confiance global pour cette VTR est estimé à 2,1/5, soit un niveau de confiance moyen-faible.

9.4.2.2 Proposition de VGS EDCH pour le 6:2 FTSA

Sur la base d'une VTR long terme par voie orale et en retenant une part de la VTR allouée à l'exposition hydrique de 20 %, une consommation journalière d'eau de boisson rapportée à la masse corporelle pondérée sur la vie entière (CPC-vie entière) de 0,035 $L.kg^{-1}.j^{-1}$, le GT PFAS propose pour la population française une VGS EDCH du 6:2 FTSA égale à 1,7 $µg.L^{-1}$.

9.4.3 PFHxA

9.4.3.1 Valeur toxicologique de référence du PFHxA

Le GT VTR PFAS n'a retenu aucune des VTR existantes pour le PFHxA. Il a pris la décision de construire une nouvelle VTR long terme par voie orale en retenant comme effet critique l'association de trois effets à savoir les effets hépatiques, respiratoires et sur le poids corporel (Loveless et al. 2009). Le GT VTR PFAS considère que ces effets résultent d'un mécanisme à seuil de dose. La construction de la VTR du PFHxA est détaillée dans l'avis VTR PFAS de l'Anses (Anses 2025b).

Le GT VTR PFAS calcule une VTR pour le PFHxA égale à 20 µg.kg $pc^{-1}.j^{-1}$. Le niveau de confiance global pour cette VTR est estimé à 2,4/5, soit un niveau de confiance moyen-faible.

9.4.3.2 Proposition de VGS EDCH pour le PFHxA

Sur la base d'une VTR long terme par voie orale et en retenant une part de la VTR allouée à l'exposition hydrique de 20 %, une consommation journalière d'eau de boisson rapportée à la masse corporelle pondérée sur la vie entière (CPC-vie entière) de 0,035 $L.kg^{-1}.j^{-1}$, le GT PFAS propose pour la population française une VGS EDCH du PFHxA égale à 114 $\mu g.L^{-1}$.

9.4.4 PFAS sans VTR proposées

Le GT VTR PFAS n'a pas pu construire ou sélectionner de VTR pour huit PFAS : le PFHpS, PFPeA, PFDS, PFPeS, PFNS, PFUnDS, PFDoDS et PFTrDS pour les raisons suivantes :

- PFPeA et PFHpS : les limites méthodologiques des études épidémiologiques ne permettent pas de dériver une VTR long terme par voie orale. De plus, en l'absence de données animales, il n'est pas possible de dériver une VTR à partir de données spécifiques pour ces PFAS ;
- PFPeS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS et PFDS : Au regard de l'absence de données, il n'est pas possible de dériver une VTR à partir de données spécifiques pour ces PFAS ;
- PFNS : au regard des données disponibles, il n'est pas possible de dériver une VTR à partir de données spécifiques du PFNS.

L'expertise menée sur ces PFAS et qui a mené à ces conclusions est détaillée dans l'avis et le rapport VTR PFAS de l'Anses (Anses 2025b).

Sans VTR, le GT PFAS n'a pas calculé de valeur guide sanitaire dans l'EDCH pour le PFHpS, PFPeA, PFDS, PFPeS, PFNS, PFUnDS, PFDoDS et PFTrDS.

9.5 Tableau récapitulatif des valeurs guides sanitaires dans les EDCH

Le Tableau 101 liste les VTR long terme (voie orale) et les VGS EDCH des 20 PFAS réglementés dans les EDCH ainsi que le 6:2 FTSA.

Tableau 101. Liste des VTR et des VGS EDCH pour 21 PFAS (septembre 2025).

PFAS	VTR ($ug.kg\ pc^{-1}.j^{-1}$)	VGS EDCH ($\mu g.L^{-1}$)
PFBA	20	114
PFHxA	20	114
6:2 FTSA	0,3	1,7
PFPeA	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée
PFHpA	Non expertisée	Non calculée
PFOA	Non expertisée	Non calculée
PFNA	Non expertisée	Non calculée

PFAS	VTR (ug.kg $pc^{-1}.j^{-1}$)	VGS EDCH ($\mu g.L^{-1}$)
PFDA	Non expertisée	Non calculée
PFUnDA	Non expertisée	Non calculée
PFDoDA	Non expertisée	Non calculée
PFTrDA	Non expertisée	Non calculée
PFBS	Non expertisée	Non calculée
PFPeS	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée
PFHxS	Non expertisée	Non calculée
PFHpS	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée
PFOS	Non expertisée	Non calculée
PFNS	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée
PFDS	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée
PFUnDS	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée
PFDoDS	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée
PFTrDS	Aucune VTR sélectionnée ou construite	Non calculée

10 Conclusions et Recommandations

10.1. Conclusions

Ce rapport présente les données disponibles pour la réalisation du bilan de la contamination, collectées entre septembre 2023 et septembre 2024. Il montre de manière générale l'hétérogénéité de la surveillance selon les compartiments d'intérêt, principalement liée au degré d'avancement des exigences réglementaires, des initiatives d'autocontrôles et de la recherche.

Grâce à cette compilation de données, il apparaît que 142 PFAS[54] ont été recherchés au moins une fois dans un des compartiments étudiés par le GT PFAS.

La réalisation de ce bilan des contaminations par les PFAS a nécessité la collecte des données disponibles, *via* la consultation des bases de données publiques ou la sollicitation des gestionnaires ou propriétaires de données privées.

Ces données sont produites par plusieurs organismes pour répondre à des enjeux réglementaires ou à des besoins de connaissance. Les modalités d'acquisition, la saisie des informations, les procédures de collecte et de stockage de ces données sont, pour ces raisons, très hétérogènes.

Les molécules les plus fréquemment analysées, tous compartiments confondus, sont celles ciblées par la Directive EDCH (2020) et le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 fixant des teneurs maximales dans les denrées alimentaires.

Les résultats montrent que le suivi systématique de ces composés dans tous les compartiments et sous-compartiments demande à être optimisé. Par exemple, dans les jeux de données disponibles, la sélection des couples matrice/analyte doit être réfléchie sur la base des propriétés physico-chimiques.

D'ores et déjà, de nouvelles données sont disponibles ou en passe de l'être. Il sera nécessaire de prévoir une mise à jour régulière de ce travail de compilation. Par exemple, les PFAS à chaîne ultra-courte dont le TFA ont fait l'objet d'études spécifiques au cours des derniers mois. De même, la surveillance des molécules liées aux mousses anti-incendies (6:2 FTSA et 6:2 FTAB) a été proposée dans les dernières prescriptions de surveillance (DERU[55], etc.).

Ce travail fait un bilan de la situation au 30 septembre 2024. Il sera exploité lors de la deuxième phase du travail (Partie 2 du rapport) pour proposer des stratégies de surveillance adaptées aux différents compartiments et aux enjeux de cette vaste famille de substances chimiques.

Actuellement, pour certains compartiments environnementaux, tels que les sols, l'air et les poussières, il n'y a pas ou peu de données disponibles en France. De plus, le nombre de PFAS analysés reste limité.

Concernant la biosurveillance de la population générale, les moyennes des teneurs en PFAS mesurées dans le sang de la population française sont du même ordre de grandeur que celles mesurées au niveau européen, à la fois pour les enfants et les adultes.

Concernant les travailleurs, il n'y a pas ou peu de données disponibles en France. Au niveau européen, le nombre de PFAS analysés reste très limité, et ce, quelle que soit la période considérée ou le pays.

Des objectifs d'acquisition de données, couvrant les compartiments actuellement surveillés (réglementations nationales et européennes) mais aussi ceux pour lesquels des manques ont été

[54] En l'absence de numéro CAS pour certaines molécules, il est possible que certains doublons persistent.
[55] Directive des eaux résiduaires urbaines

identifiés (air, sols, etc.) ont, par conséquent, été proposés, notamment dans le cadre du plan d'action interministériel sur les PFAS[56].

Le partage de ces résultats est nécessaire afin de mieux établir les relations entre les compartiments et interpréter leurs différents niveaux d'exposition.

Concernant le traitement de l'eau destinée à la consommation humaine, le GT a réalisé, au travers des auditions (cf liste des organismes auditionnés en annexe 11) et d'une recherche bibliographique, un état des connaissances au sujet de l'élimination des PFAS. Le GT souligne qu'une très grande majorité des études se focalise uniquement sur quelques molécules parmi les PFAS réglementés ($PFAS_{20}$). Les PFAS à chaînes courte et ultra-courte (PFAS-UC), qui sont les plus difficiles à éliminer en raison de leur forte polarité et de leur petite taille ainsi que les PFAS autres que les 20 réglementés, sont peu ou pas considérés dans ces études.

De plus, quelle que soit la technique proposée, les procédés de traitement génèrent des déchets, concentrés en PFAS, pour lesquels il n'existe à ce jour que peu de travaux quant à leur destruction. Tant pour les charbons actifs que pour les concentrats des procédés membranaires, leur gestion sera un vrai challenge qu'il est important de considérer afin d'éviter la création de sources de contamination secondaires.

10.2. Recommandations des expertsdu GT et des CES

10.2.1. Recommandations relatives au traitement de potabilisation de l'eau

Comme évoqué dans les conclusions, la gestion des déchets concentrés en PFAS générés par les procédés de traitement constitue un enjeu majeur. Les rejets de PFAS dans les milieux sont réglementés ; cependant, le GT considère que ceux-ci devraient être formellement proscrits afin de contribuer à l'effort général de diminution des contaminations environnementales de ces molécules ubiquistes. Le GT recommande que soient menés des travaux sur la destruction des déchets générés par les procédés de traitement, en particulier pour les charbons actifs et procédés membranaires.

L'état actuel des connaissances ne permet pas de savoir si des $PFAS_{20}$, des PFAS-UC et d'autres PFAS peuvent être formés à partir de précurseurs par des réactions de biodégradation au sein des filtres à charbon actif en grain (CAG) et d'oxydation chimique (ozonation) dans les conditions rencontrées dans les usines de production d'eau potable, ainsi que par le chlore libre dans les réservoirs de stockage et le réseau de distribution. Le GT recommande donc que des études soient réalisées afin de mieux documenter les possibilités de transformation de certains PFAS dans les conditions réelles rencontrées dans les usines de production d'eau potable et/ou dans les réservoirs de stockage et réseaux de distribution.

10.2.2. Recommandations relatives à la désignation des PFAS ionisables

Dans un certain nombre de cas, il peut exister une ambiguïté entre les formes commerciales des PFAS et les formes analysées par les laboratoires.

Les PFAS synthétisés et mis sur le marché sont les produits soumis à la réglementation REACH. Ils sont identifiés *via* leur numéro CAS et leur nomenclature IUPAC. Il peut s'agir des différentes formes salines d'un même composé (PFOA-Na, PFOA-K, etc.).

[56] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/2024.04.05_Plan_PFAS.pdf

Il est nécessaire d'identifier la forme présente dans l'environnement, qui doit être celle analysée. Dans l'environnement, les sels d'acides carboxyliques ou sulfoniques (ex : PFOA-Na, PFOA-K, etc.) se dissocient. La mesure de l'anion fluoroalkylé (ex : perfluorooctanoate) est donc celle qui est opportune. La restitution des résultats est, par convention, sur la forme acide (ex : acide perfluorooctanoïque). D'autres PFAS tels que les fluorotélomères alcool se présentent sous forme neutre aux pH environnementaux et ne présentent donc pas d'ambiguïté quant à leur identification.

Ainsi, à plusieurs formes salines peut donc correspondre une seule et même forme analysée. Cette complexité affecte la bancarisation des données et l'interprétation des résultats, car certains analytes peuvent apparaître sous différents numéros CAS liés à des sels commerciaux. Ainsi, pour les formes analysées, le GT recommande un alignement entre les réglementations portant sur la surveillance dans les différents compartiments, les méthodes et les rapports d'analyse produits par les laboratoires et les bases collectant les données.

Pour lever cette ambiguïté, il serait par ailleurs utile de mettre en place une table de correspondance listant tous les produits commerciaux, en rappelant leur code CAS, *a minima* les nomenclatures IUPAC et InChi, et la forme sous laquelle ils sont analysés avec son CAS associé (cf. chapitre 10.2.3).

Cette table pourrait être mise à jour au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles informations, permettant ainsi une lecture uniforme des données pour tous les acteurs impliqués, ainsi qu'une continuité et une cohérence entre les réglementations (Interdiction/Surveillance dans les différents compartiments).

10.2.3. Recommandations relatives aux données

10.2.3.1. Harmonisation des bases de données collectant des résultats d'analyses

Lors de la bancarisation des données d'analyse, il est recommandé de collecter des données individuelles plutôt que des données agrégées (cf. 7.2.1).

Il est impératif d'harmoniser les différentes bases de données pour faciliter leur gestion et leur utilisation. Les informations suivantes doivent être systématiquement rapportées dans les bases de données concernant l'occurrence des PFAS dans les compartiments.

Une définition harmonisée des nomenclatures doit être fournie afin de faciliter l'attribution des bons paramètres :

Caractéristiques des informations bancarisées :

- **Nomenclature des paramètres analysés :** informations relatives à la forme analysée (*a minima* : numéro CAS, nomenclature IUPAC, InChI[57], nom courant, acronyme le plus courant),
- **Nomenclature des supports d'analyse** : matrices (ex : sol, eau, air) et fractions analysées,
- **Méthode d'échantillonnage,**
- **Expression des résultats :** unités et expression utilisées (exemple : poids sec ou humide),
- **Résultats d'analyse** : valeur par échantillon ; incertitude et limites de quantification associées,
- **Méthodes d'analyse** : méthodes de préparation et d'analyse,
- **Localisation des prélèvements** : géolocalisation des prélèvements pour permettre un suivi précis des sites étudiés. Un système de référencement unique (exemple du Système d'information sur l'Eau pour les eaux,) faciliterait la mise en commun et les relations entre les compartiments,

[57] International Chemical Identifier ou InChI (Identifiant chimique international)

- **Contexte de l'échantillonnage** : par exemple, suivi de l'impact d'une contamination PFAS avérée, finalité générique réglementaire, etc.

10.2.3.2. Validation des données

Une attention particulière doit être portée à la validation des données collectées. Des erreurs d'unité ont été suspectées dans certaines bases de données, sans qu'il ait été possible de systématiquement les confirmer. Pour éviter l'intégration de telles erreurs, il est recommandé de mettre en place un système d'alerte lors de la saisie des données. Ce système pourrait comprendre des bornes de vraisemblance, demandant une confirmation pour toute donnée suspecte avant son enregistrement définitif.

Il serait également pertinent de mettre en place des contrôles de cohérence lors de l'intégration des données. Par exemple, lorsqu'une valeur est très différente des valeurs habituellement observées (sur un site suivi régulièrement), cela pourrait alerter les gestionnaires sur un éventuel problème de saisie ou d'analyse.

Cela nécessiterait le déploiement d'outils de traitement automatique des données, qui ne se limiteraient pas seulement à la problématique des PFAS et qui pourraient également être étendus à d'autres molécules.

Il est également nécessaire d'homogénéiser ces informations afin de faciliter la compilation des données et leur exploitation ultérieure.

Bien que la mise à disposition de données brutes soit souhaitée dans le cadre de l'acquisition de données de surveillance, cela ne peut pas être imposé dans les publications. Néanmoins, l'accessibilité à ces données devrait être requise lorsqu'elles ont été obtenues dans le cadre d'actions de recherches financées par des fonds publics (ANR, Europe, etc.). Ainsi, leur intégration dans des outils communs, ou du moins compatibles, et leur réutilisation pour répondre aux enjeux de connaissance constitue un enjeu majeur.

10.2.3.3. Interopérabilité et centralisation des bases de données

Afin d'assurer une gestion et une traçabilité efficaces des données, il est essentiel de travailler sur l'interopérabilité des bases de données telles que SANDRE[58] et SIGAL[59].

En outre, pour faciliter les échanges internationaux essentiels sur des enjeux majeurs comme la problématique des PFAS, la mise en place de bases de données faciles à trouver, accessibles, interopérables et réutilisables (BDD FAIR[60]) est essentielle. De telles actions sont en cours dans différents projets nationaux et européens (PARC[61], Water4All[62], OneWater[63]), notamment sur la thématique des PFAS, et pourraient être exploitées en lien avec l'action 23 du plan d'action interministériel PFAS qui vise notamment à rendre accessibles les données relatives aux PFAS. Le GT encourage la généralisation de ces actions.

De manière plus générique, les enjeux mentionnés ci-dessus sont aussi ceux de la plateforme Green Data for Health (GD4H), plateforme interministérielle collaborative sur les données de santé environnementale.

[58] Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau
[59] Système d'Information de Gestion de l'ALimentation
[60] Les principes FAIR (Findable, Accessible, Interoperable, Reusable) décrivent comment les données doivent être organisées pour être plus facilement accessibles, comprises, échangeables et réutilisables.
[61] Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals
[62] Le partenariat Water4All est un programme de financement pour la recherche scientifique sur l'eau douce
[63] OneWater – Eau Bien Commun est un programme national de recherche sur l'eau douce continentale copiloté par le CNRS, le BRGM et INRAE, avec 10 partenaires académiques.

Ces recommandations s'inscrivent dans les exigences de la loi n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances per- et polyfluoroalkylées.

En effet, la loi mentionne la possibilité d'élargir la liste des PFAS surveillés au regard des circonstances locales. De plus, dans cette loi, l'accent est porté sur le partage et la transparence des données ainsi que sur leur accessibilité, y compris *via* des outils de visualisation.

La partie 2 des travaux concernera la hiérarchisation des PFAS à considérer pour la surveillance dans les différents milieux et pour la biosurveillance. Des recommandations visant l'acquisition des données dans différents compartiments, i.e. environnement, alimentation, biosurveillance humaine, seront proposées.

11 Bibliographie

11.1 Publications

Ahrens, L., N. Marusczak, J. Rubarth, A. Dommergue, R. Nedjai, C. Ferrari, et R. Ebinghaus. 2010. « Distribution of Perfluoroalkyl Compounds and Mercury in Fish Liver from High-Mountain Lakes in France Originating from Atmospheric Deposition ». *Environmental Chemistry* 7 (5): 422-28. https://doi.org/10.1071/EN10025.

Andres, Kara L., Geary W. Olsen, Ryan M. Krisko, Matthew C. Nunnally, Rebecca R. Boeding, Karyn L. Leniek, et Oyebode A. Taiwo. 2024 « An Investigation of 3M Cordova, IL Production Worker's per- and Polyfluoroalkyl Substances Biomonitoring Results and Mortality Experience. » *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 256 : 114321. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2024.114321.

Andersen, Helle Raun, Philippe Grandjean, Katharina M. Main, Tina Kold Jensen, et Flemming Nielsen. 2024 « Higher Serum Concentrations of PFAS among Pesticide Exposed Female Greenhouse Workers. » *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 255 : 114292. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2023.114292.

Antignac, J-P., B. Veyrand, H. Kadar, P. Marchand, A. Oleko, B. Le Bizec, et S. Vandentorren. 2013. « Occurrence of perfluorinated alkylated substances in breast milk of French women and relation with socio-demographical and clinical parameters: Results of the ELFE pilot study ». *Chemosphere* 91 (6) : 802-8. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.088.

Anses. (2023). Recensement des valeurs de référence (VR) pour l'eau de boisson existantes pour les 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184. (Saisine 2022-SA-0198a). MaisonsAlfort : Anses, 70 p.

Anses. (2025a, à paraître). Guide d'élaboration et de choix de valeurs de référence. Saisine n°2020-SA-0019. Maisons-Alfort : Anses, 285 p.

Anses. (2025b). Valeurs toxicologiques de référence (VTR). Rapport d'expertise collective relatif à l'élaboration de VTR long terme pour plusieurs perfluorés. (saisine 2022-SA-0198). Saisine 2002-SA-0198. Maisons-Alfort : Anses, 239p.

Arcadis. 2021. « PFAS in products and waste streams in the netherlands », mai.

ARS Auvergne-Rhône-Alpes. 2024. « PFAS : surveillance dans l'eau de consommation ». 8 mars 2024. https://www.auvergne-rhone-alpes.ars.sante.fr/pfas-surveillance-dans-leau-de-consommation.

ARS Centre-val-de-loire. 2023. « La réglementation et les risques sanitaires ». 11 décembre 2023. https://www.centre-val-de-loire.ars.sante.fr/la-reglementation-et-les-risques-sanitaires.

ARS Grand-Est. 2024. « PFAS : focus sur la situation dans le Haut-Rhin ». 31 janvier 2024. https://www.grand-est.ars.sante.fr/pfas-focus-sur-la-situation-dans-le-haut-rhin.

Averina, Maria, Tor Hervig, Sandra Huber, Mette Kjaer, Einar K. Kristoffersen, et Bjørn Bolann. 2020. « Environmental Pollutants in Blood Donors: The Multicentre Norwegian Donor Study. » *Transfusion Medicine (Oxford, England)* 30 (3): 201-9. https://doi.org/10.1111/tme.12662.

Ayoub, H., T. Roques-Carmes, O. Potier, B. Koubaissy, S. Pontvianne, A. Lenouvel, C. Guignard, et al. 2019. « Comparison of the Removal of 21 Micropollutants at Actual Concentration from River Water Using Photocatalysis and Photo-Fenton ». *SN Applied Sciences* 1 (8). https://doi.org/10.1007/s42452-019-0848-y.

Babut, M., B.J.D. Ferrari, P. Jame, A. Assoumani, F. Lestremau, N. Hette-Tronquart, C. Miege, et O. Perceval. 2020. « Monitoring Priority Substances in Biota under the Water Framework Directive: How Effective Is a Tiered Approach Based on Caged Invertebrates? A Proof-of-Concept Study Targeting PFOS in French Rivers ». *Environmental Sciences Europe* 32 (1). https://doi.org/10.1186/s12302-020-00416-4.

Babut, Marc, Pierre Labadie, Caroline Simonnet-Laprade, Gabriel Munoz, Marie-Claude Roger, Benoit J. D. Ferrari, Hélène Budzinski, et Eve Sivade. 2017. « Per- and Poly-Fluoroalkyl Compounds in Freshwater Fish from the Rhône River: Influence of Fish Size, Diet, Prey Contamination and Biotransformation. » *The Science of the Total Environment* 605-606 (décembre):38-47. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.111.

Bach, Cristina, Xavier Dauchy, Virginie Boiteux, Adeline Colin, Jessica Hemard, Véronique Sagres, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2017. « The Impact of Two Fluoropolymer Manufacturing Facilities on Downstream Contamination of a River and Drinking Water Resources with Per- and Polyfluoroalkyl Substances. » *Environmental Science and Pollution Research International* 24 (5): 4916-25. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8243-3.

Barber, Jonathan L., Urs Berger, Chakra Chaemfa, Sandra Huber, Annika Jahnke, Christian Temme et Kevin C. Jones. 2007. "Analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe". Journal of Environmental Monitoring 9: 530-541. https://doi.org/10.1039/B701417A

Beijsterveldt, I.A.L.P. van, B.D. van Zelst, S.A.A. van den Berg, K.S. de Fluiter, M. van der Steen, et A.C.S. Hokken-Koelega. 2022. « Longitudinal Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFAS) Levels in Dutch Infants ». *Environment International* 160. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107068.

Berg, Vivian, Torkjel Manning Sandanger, Linda Hanssen, Charlotta Rylander, et Therese Haugdahl Nøst. 2021. « Time Trends of Perfluoroalkyl Substances in Blood in 30-Year Old Norwegian Men and Women in the Period 1986-2007. » *Environmental Science and Pollution Research International* 28 (32): 43897-907. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13809-6.

Beser, Maria Isabel, Olga Pardo, Joaquim Beltrán et Vicent Yusà. 2011. "Determination of per- and polyfluorinated substances in airborne particulate matter by microwave-assisted extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry". *Journal of Chromatography A* 1218: 4847-4855. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.04.082

Björklund, Justina A., Kaj Thuresson et Cynthia A. De Wit. 2009. "Perfluoroalkyl compounds (PFCs) in indoor dust: Concentrations, human exposure estimates, and sources". *Environ. Sci. Technol.* 43(7): 2276–2281. https://doi.org/10.1021/es803201a

Boiteux, V., C. Bach, V. Sagres, J. Hemard, A. Colin, C. Rosin, J.-F. Munoz, et X. Dauchy. 2016. « Analysis of 29 Per- and Polyfluorinated Compounds in Water, Sediment, Soil and Sludge by Liquid Chromatography–Tandem Mass Spectrometry ». *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 96 (8): 705-28. https://doi.org/10.1080/03067319.2016.1196683.

Boiteux, Virginie, Xavier Dauchy, Cristina Bach, Adeline Colin, Jessica Hemard, Véronique Sagres, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2017. « Concentrations and Patterns of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in a River and Three Drinking Water Treatment Plants near and Far from a Major Production Source. » *The Science of the Total Environment* 583 (avril):393-400. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.079.

Boiteux, Virginie, Xavier Dauchy, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2012. « National Screening Study on 10 Perfluorinated Compounds in Raw and Treated Tap Water in France. » *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63 (1): 1-12. https://doi.org/10.1007/s00244-012-9754-7.

BRGM. 2024. État des lieux sur la méthodologie pour la détermination des valeurs de fonds en PFAS dans les sols Européens. Rapport final. BRGM/RP-73455-FR. Version 1 du 2 octobre 2024. 44 p.

Burgess, Jefferey L., Julia M. Fisher, Amy Nematollahi, Alesia M. Jung, Miriam M. Calkins, Judith M. Graber, Casey C. Grant, et al. 2023. « Serum Per- and Polyfluoroalkyl Substance Concentrations in Four Municipal US Fire Departments. » *American Journal of Industrial Medicine* 66, nº 5 : 411-23. https://doi.org/10.1002/ajim.23413.

Cahuas, L., D.J. Muensterman, M.L. Kim-Fu, P.N. Reardon, I.A. Titaley, et J.A. Field. 2022. « Paints: A Source of Volatile PFAS in Air—Potential Implications for Inhalation Exposure ».

Environmental Science and Technology 56 (23) : 17070-79. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04864.

Cariou, R., B. Veyrand, A. Yamada, A. Berrebi, D. Zalko, S. Durand, C. Pollono, et al. 2015. « Perfluoroalkyl acid (PFAA) levels and profiles in breast milk, maternal and cord serum of French women and their newborns ». *Environment International* 84 (novembre) : 71-81. https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.07.014.

Chen, Yan-Fei, Ting Liu, Li-Xin Hu, Chang-Er Chen, Bin Yang, et Guang-Guo Ying. 2024. « Unveiling per- and polyfluoroalkyl substance contamination in Chinese paper products and assessing their exposure risk. » Environment international 185 (mars) : 108540. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108540.

Chibwe, L., A.O. De Silva, C. Spencer, C.F. Teixera, M. Williamson, X. Wang, et D.C.G. Muir. 2023. « Target and Nontarget Screening of Organic Chemicals and Metals in Recycled Plastic Materials ». Environmental Science and Technology 57 (8) : 3380-90. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07254.

Chynel, M., C. Munschy, N. Bely, K. Héas-Moisan, C. Pollono, et S. Jaquemet. 2021. « Legacy and Emerging Organic Contaminants in Two Sympatric Shark Species from Reunion Island (Southwest Indian Ocean): Levels, Profiles and Maternal Transfer. » *The Science of the Total Environment* 751 (janvier):141807. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141807.

Colles, Ann, Liesbeth Bruckers, Elly Den Hond, Eva Govarts, Bert Morrens, Thomas Schettgen, Jurgen Buekers, et al. 2020. « Perfluorinated Substances in the Flemish Population (Belgium): Levels and Determinants of Variability in Exposure. » *Chemosphere* 242 : 125250. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125250.

Cornelis, Christa, Wendy D'Hollander, Laurence Roosens, Adrian Covaci, Roel Smolders, Rosette L. Van Den Heuvel, Eva Govarts, Karen Van Campenhout, Hans Reynders et Lieven Bervoets. 2012. "First assessment of population exposure to perfluorinated compounds in Flanders, Belgium". *Chemosphere* 86: 308-314. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.034

Couteau, C., Brunet Catherine, Clarke Romane, et Coiffard Laurence. 2024. « Per- and polyfluoroalkyls used as cosmetic ingredients - Qualitative study of 765 cosmetic products. » Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association 187 (mai) : 114625. https://doi.org/10.1016/j.fct.2024.114625.

Crayol, E., F. Huneau, E. Garel, A. Mattei, S. Santoni, V. Pasqualini, et V. Re. 2023. « Socio-Hydrogeological Survey and Assessment of Organic Pollutants to Highlight and Trace Back Pollution Fluxes Threatening a Coastal Groundwater-Dependent Ecosystem ». *Science of the Total Environment* 898. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165343.

Danish consumer Council. 2023. « Https://taenk.dk/kemi/danish-consumer-council-think-chemicals ».

Dartey, Emmanuel, Dag G. Ellingsen, Balazs Berlinger, Yngvar Thomassen, Jon Ø Odland, Jan Brox, Vincent K. Nartey, Francis A. Yeboah, et Sandra Huber. 2021. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Human Serum Samples of Selected Populations from Ghana. » International Journal of Environmental Research and Public Health 18, no 4. https://doi.org/10.3390/ijerph18041581.

Das, Kaberi P., Brian E. Grey, Robert D. Zehr, Carmen R. Wood, John L. Butenhoff, Shu-Ching Chang, David J. Ehresman, Yu-Mei Tan, et Christopher Lau. 2008. « Effects of Perfluorobutyrate Exposure during Pregnancy in the Mouse ». Toxicological Sciences 105 (1) : 173-81. https://doi.org/10.1093/toxsci/kfn099.

Dauchy, Xavier, Virginie Boiteux, Cristina Bach, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2017. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Firefighting Foam Concentrates and Water Samples Collected near Sites Impacted by the Use of These Foams. » *Chemosphere* 183 (septembre):53-61. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.056.

Dauchy, Xavier, Virginie Boiteux, Adeline Colin, Jessica Hémard, Cristina Bach, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2019. « Deep Seepage of Per- and Polyfluoroalkyl Substances through the Soil of a Firefighter Training Site and Subsequent Groundwater Contamination. » *Chemosphere* 214 (janvier):729-37. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.003.

Dauchy, Xavier, Virginie Boiteux, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2012a. « Relationship between Industrial Discharges and Contamination of Raw Water Resources by Perfluorinated Compounds. Part I: Case Study of a Fluoropolymer Manufacturing Plant. » *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89 (3): 525-30. https://doi.org/10.1007/s00128-012-0704-x.

Dauchy, Xavier, Virginie Boiteux, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2012b. « Relationship between Industrial Discharges and Contamination of Raw Water Resources by Perfluorinated Compounds: Part II: Case Study of a Fluorotelomer Polymer Manufacturing Plant. » *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89 (3): 531-36. https://doi.org/10.1007/s00128-012-0705-9.

Dauchy, Xavier, Virginie Boiteux, Cristina Bach, Adeline Colin, Jessica Hemard, Christophe Rosin et Jean-François Munoz. 2017. "Mass flows and fate of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the wastewater treatment plant of a fluorochemical manufacturing facility". Science of the total environment 576: 549-558. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.130

Dauchy, Xavier, Virginie Boiteux, Adeline Colin, Jessica Hemard, Cristina Bach, Christophe Rosin et Jean-François Munoz. 2019. "Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water: Current state of the science". *Current Opinion in Environmental Science & Health* 7: 8-12. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.07.004

Dauchy, Xavier. 2023. "Evidence of large-scale deposition of airborne emissions of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) near a fluoropolymer production plant in an urban area". *Chemosphere* 337: 139407. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.13940

De la Torre, Adrian, Irene Navarro, Paloma Sanz et Maria de los Angeles Mártinez. 2019. « Occurrence and human exposure assessment of perfluorinated substances in house dust from three European countries". *Science of the Total Environment* 685: 308-314. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.463

D'Hollander, Wendy, Laurence Roosens, Adrian Covaci, Christa Cornelis, Hans Reynders, Karen van Campenhout, Pim de Voogt et Lieven Bervoets. 2010. "Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium". *Chemosphere* 81(4): 478-487. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.043

Dreyer, Anne Katrin et Ralf Ebinghaus. 2009. "Polyfluorinated compounds in ambient air from ship- and land-based measurements in northern Germany". *Atmospheric Environment* 43: 1527-1535. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.11.047

Duffek, Anja, André Conrad, Marike Kolossa-Gehring, Rosa Lange, Enrico Rucic, Christoph Schulte, et Jörg Wellmitz. 2020. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Blood Plasma - Results of the German Environmental Survey for Children and Adolescents 2014-2017 (GerES V). » *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 228 : 113549. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113549.

Duny, M., A. Cortéjade, L. Wiest, M. Nicolas, et E. Vulliet. 2024. « Single Injection LC-MS/MS Analytical Method for the Quantification of Diverse Families of Micropollutants, Including PFAS and Organotins, in Gammarus Fossarum ». *Journal of Chromatography A* 1720. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2024.464778.

Eichler, C.M.A., N.Y. Chang, E.A. Cohen Hubal, D.E. Amparo, J. Zhou, J.D. Surratt, G.C. Morrison, et B.J. Turpin. 2023. « Cloth-Air Partitioning of Neutral Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in North Carolina Homes during the Indoor PFAS Assessment (IPA) Campaign ». Environmental Science and Technology 57 (40) : 15173-83. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04770.

Enault, Jérôme, Samuel Robert, Olivier Schlosser, Catherine de Thé, et Jean-François Loret. 2015. « Drinking Water, Diet, Indoor Air: Comparison of the Contribution to Environmental Micropollutants Exposure. » *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 218 (8): 723-30. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.06.001.Ernst, Andreas, Nis Brix, Lea Lykke Braskhøj Lauridsen, Jørn Olsen, Erik Thorup Parner, Zeyan Liew, Lars Henning Olsen, et Cecilia Høst Ramlau-Hansen. 2019. « Exposure to Perfluoroalkyl Substances during Fetal Life and Pubertal Development in Boys and Girls from the Danish National Birth Cohort. » *Environmental Health Perspectives* 127 (1): 17004. https://doi.org/10.1289/EHP3567.

Ericson Jogsten, Ingrid, Marti Nadal, Bert van Bavel, Gunilla Lindström et Jose L. Domingo. 2012. "Per- and polyfluorinated compounds (PFCs) in house dust and indoor air in Catalonia, Spain: Implications for human exposure". *Environment International* 39: 172-180. https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.09.004

Freberg, Baard Ingegerdsson, Line S. Haug, Raymond Olsen, Hanne L. Daae, Merete Hersson, Cathrine Thomsen, Syvert Thorud, Georg Becher, Paal Molander et Dag G. Ellingse. 2010. "Occupational exposure to airborne perfluorinated compounds during professional ski waxing". *Environ. Sci. Technol.* 44(19): 7723–7728. https://doi.org/10.1021/es102033k

Fromme, Hermann, Anne Katrin Dreyer, Silvia Dietrich, Ludwig Fembacher, Thomas Lahrz et Wolfgang Völkel. 2015. "Neutral polyfluorinated compounds in indoor air in Germany - The LUPE 4 study". *Chemosphere* 139: 572-578. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.024

Forthun, Ingvild Halsør, Mathieu Roelants, Line Småstuen Haug, Helle Katrine Knutsen, Lawrence M. Schell, Astanand Jugessur, Robert Bjerknes, Azemira Sabaredzovic, Ingvild Særvold Bruserud, et Petur Benedikt Juliusson. 2023 « Levels of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Norwegian Children Stratified by Age and Sex - Data from the Bergen Growth Study 2. » *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 252 : 114199. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2023.114199.

Fujii Y., Harada H., Koizumi A. 2023. « Occurrence of perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) in personal care products and compounding agents » Chemosphere 93 (2013) 538–544 : 7.

Genualdi, Susie, Sum Chi Lee, Mahiba Shoeib, Anya Gawor, Lutz Ahrens et Tom Harner.2010. "Global pilot study of legacy and emerging persistent organic pollutants using sorbent-impregnated polyurethane foam disk passive air samplers". *Environmental Science and Technology* 44 (14): 5534-5539. https://doi.org/ 10.1021/es1009696

Gerardu, Thomas, Joris Dijkstra, Henry Beeltje, Alex van Renesse van Duivenbode et Jesper Griffioen. 2023. "Accumulation and transport of atmospherically deposited PFOA and PFOS in undisturbed soils downwind from a fluoropolymers factory". *Environmental Advances* 11: 100332. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100332

Giovanoulis, Georgios, Minh Anh Nguyen, Maria Arwidsson, Sarka Langer, Robin Vestergren et Anne Lagerqvist. 2019. "Reduction of hazardous chemicals in Swedish preschool dust through article substitution actions". *Environment International* 130: 104921. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104921

Glynn, Anders, Natalia Kotova, Elin Dahlgren, Christian Lindh, Kristina Jakobsson, Irina Gyllenhammar, Sanna Lignell, et Cecilia Nälsén, 2020. « Determinants of Serum Concentrations of Perfluoroalkyl Acids (PFAAs) in School Children and the Contribution of Low-Level PFAA-Contaminated Drinking Water. » *Environmental Science. Processes & Impacts* 22, nº 4 : 930-44. https://doi.org/10.1039/c9em00497a.

Göckener, Bernd, Till Weber, Heinz Rüdel, Mark Bücking, et Marike Kolossa-Gehring. 2020. « Human Biomonitoring of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in German Blood Plasma Samples from 1982 to 2019. » *Environment International* 145 (décembre):106123. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106123.

Gonzalez de Vega, R., M. Plassmann, D. Clases, K. Zangger, V. Müller, E. Rosenberg, A. Reimann, L. Skedung, J.P. Benskin, et J. Feldmann. 2024. « A multi-platform approach for the comprehensive analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and fluorine

mass balance in commercial ski wax products ». Analytica Chimica Acta 1314. https://doi.org/10.1016/j.aca.2024.342754.

Goosey, Emma, et Stuart Harrad. 2011. "Perfluoroalkyl compounds in dust from Asian, Australian, European, and North American homes and UK cars, classrooms, and offices". *Environment International* 37 : 86-92. https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.08.001

Goosey, Emma et Stuart Harrad. 2012. "Perfluoroalkyl substances in UK indoor and outdoor air: Spatial and seasonal variation, and implications for human exposure". *Environment International 45*: 86-90. https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.04.007

Gustafsson, Åsa, Ake Bergman et Jana M. Weiss. 2022. "Estimated daily intake of per- and polyfluoroalkyl substances related to different particle size fractions of house dust". *Chemosphere* 303: 135061. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135061

Harrad, Stuart, Nina Wemken, Daniel S. Drage, Mohamed A-E. Abdallah et Ann-Marie Coggins. 2019. « Perfluoroalkyl Substances in Drinking Water, Indoor Air and Dust from Ireland: Implications for Human Exposure". *Environ. Sci. Technol.* 53(22): 13449–13457. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04604

Harrad, Stuart, Daniel S. Drage, Martin Sharkey et Harald Berresheim. 2020. "Perfluoroalkyl substances and brominated flame retardants in landfill-related air, soil, and groundwater from Ireland". *Science of the Total Environment* 705: 135834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135834

Harris, K.J., G. Munoz, V. Woo, S. Sauvé, et A.A. Rand. 2022. « Targeted and Suspect Screening of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Cosmetics and Personal Care Products ». Environmental Science and Technology 56 (20) : 14594-604. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02660.

Haug, Line S, Sandra Huber, Martin Schlabach, Georg Becher et Cathrin Thomsen. 2011. "Investigation on per- and polyfluorinated compounds in paired samples of house dust and indoor air from Norwegian homes". *Environ. Sci. Technol.* 45(19): 7991–7998. https://doi.org/10.1021/es103456h

Herkert, N.J., C.D. Kassotis, S. Zhang, Y. Han, V.F. Pulikkal, M. Sun, P.L. Ferguson, et H.M. Stapleton. 2022. « Characterization of Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances Present in Commercial Anti-fog Products and Their In Vitro Adipogenic Activity ». Environmental Science and Technology 56 (2) : 1162-73. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06990.

Herlory, O., M.J. Briand, D. Munaron, P. Boissery, A. Giraud, P. Marchand, et M. Bouchoucha. 2024. « Perfluoroalkyl Substances (PFAS) Occurrence, Concentrations and Spatial Distribution along the French Mediterranean Coast and Lagoons, Based on Active Biomonitoring ». *Marine Pollution Bulletin* 202. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116419.

Huber, Sandra, Line S. Haug et Martin Schlabach. 2011. "Per- and polyfluorinated compounds in house dust and indoor air from northern Norway - A pilot study". *Chemosphere* 84(11): 1686-1693. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.075

Jahnke, Annika, Lutz Ahrens, Ralf Ebinghaus, Urs Berger, Jonathan L. Barber et Christian Temme. 2007. "An improved method for the analysis of volatile polyfluorinated alkyl substances in environmental air samples". *Anal. Bioanal. Chem.* 387: 965-975. https://doi.org/0.1007/s00216-006-1008-y

Jahnke, Annika, Lutz Ahrens, Ralf Ebinghaus et Christian Temme. 2007. "Urban versus remote air concentrations of fluorotelomer alcohols and other polyfluorinated alkyl substances in Germany". *Environ. Sci. Technol.* 41(3): 745–752. https://doi.org/10.1021/es0619861

Janousek, R.M., S. Lebertz, et T.P. Knepper. 2019. « Previously unidentified sources of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from building materials and industrial fabrics ». Environmental Science: Processes and Impacts 21 (11) : 1936-45. https://doi.org/10.1039/c9em00091g.

Jia et al. 2021. « Occurrence of Legacy and Emerging Poly- and Perfluoroalkyl Substances in Fluorocarbon Paint and Their Implications for Emissions in China », 59. https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.estlett.1c00709.

Kadar, H., B. Veyrand, A. Barbarossa, G. Pagliuca, A. Legrand, C. Bosher, C-Y. Boquien, et al. 2011. « Development of an analytical strategy based on liquid chromatography–high resolution mass spectrometry for measuring perfluorinated compounds in human breast milk: Application to the generation of preliminary data regarding perinatal exposure in France ». *Chemosphere* 85 (3) : 473-80. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.077.

Kaiser, Andreas-Marius, Martin Forsthuber, Raimund Widhalm, Sebastian Granitzer, Stefan Weiss, Harald Zeisler, Philipp Foessleitner, et al. 2023. « Prenatal Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Pregnancy Outcome in Austria. » *Ecotoxicology and Environmental Safety* 259 :115006. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115006.

Karásková, Pavlina, Garry Codling, Lisa Melymuk, Jana Klánová. 2018. "A critical assessment of passive air samplers for per- and polyfluoroalkyl substances". *Atmospheric Environment* 185: 186-195. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.030

Karásková, Pavlina, Marta Venier, Lisa Melymuk, Jitka Bečanová, Simon Vojta, Roman Prokeš, Miriam L. Diamond et Jana Klánová. 2016. "Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in household dust in Central Europe and North America". *Environment International* 94: 315-324. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.05.031

KEMI, 2022. « PFASs in chemical products and textiles. PM 2/22 ». Article number: 511 439.

Kikuchi, Johannes, Karin Wiberg, Johan Stendahl et Lutz Ahrens. 2018. "Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil from Swedish background sites". Rapport till Naturvårdsverket Överenskommelse NV-2219-17-003 Uppsala, 2018-04-13

Kirchgeorg, Torben, Anne Katrin Dreyer, Jacopo Gabrieli, Nathalie Kehrwald, Michael Sigl, Magrit Schwikowski, Claude Boutron, Andrea Gambaro, Carlo Barbante et Ralf Ebinghaus. 2013. "Temporal variations of perfluoroalkyl substances and polybrominated diphenyl ethers in alpine snow". *Environmental Pollution* 178: 367-374. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.043

Kotthoff Matthias, Annette Fliedner, Heinz Rudel, Bernd Gockener, Mark Bucking, Annefret Biegel-Engler et Jan Koschorreck. 2020. "Per- and polyfluoroalkyl substances in the German environment – Levels and patterns in different matrices". *Science of the Total Environment* 740: 140116. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140116

Kroes R. , D. Mu¨ller, J. Lambe , M.R.H. Lo¨wik, J. van Klaveren , J. Kleiner,*, R. Massey , S. Mayer, I. Urieta , P. Verger , A. Visconti, 2002. Assessment of intake from the diet. Food and Chemical Toxicology. 40 (2002) 327–385

Labadie, Pierre, et Marc Chevreuil. 2011a. « Biogeochemical Dynamics of Perfluorinated Alkyl Acids and Sulfonates in the River Seine (Paris, France) under Contrasting Hydrological Conditions. » *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)* 159 (12): 3634-39. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.028.

Labadie, Pierre, et Marc Chevreuil. 2011b. « Partitioning Behaviour of Perfluorinated Alkyl Contaminants between Water, Sediment and Fish in the Orge River (Nearby Paris, France). » *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)* 159 (2): 391-97. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.039.

Langer, Vera, Anne Katrin Dreyer et Ralf Ebinghaus. 2010. « Polyfluorinated compounds in residential and nonresidential indoor air". *Environ. Sci. Technol.* 44(21): 8075–8081. https://doi.org/10.1021/es102384z

Lankova, Darina, Andrea Svarcova, Kamila Kalachova, Ondrej Lacina, Jana Pulkrabova, et Jana Hajslova. 2015. "Multi-analyte method for the analysis of various organohalogen compounds in house dust". *Analytica Chimica Acta* 854: 61-69. https://doi.org/10.1016/j.aca.2014.11.007

Lasters, Robin, Thimo Groffen, Marcel Eens et Lieven Bervoets. 2024. "Dynamic spatiotemporal changes of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in soil and eggs of private gardens

at different distances from a fluorochemical plant". Environmental Pollution 346:123613. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123613

Le Coadou, Laurine, Karyn Le Ménach, Pierre Labadie, Marie-Hélène Dévier, Patrick Pardon, Sylvie Augagneur, et Hélène Budzinski. 2017. « Quality Survey of Natural Mineral Water and Spring Water Sold in France: Monitoring of Hormones, Pharmaceuticals, Pesticides, Perfluoroalkyl Substances, Phthalates, and Alkylphenols at the Ultra-Trace Level. » *The Science of the Total Environment* 603-604 (décembre):651-62. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.174.

Laurent, J., M. Diop, R. Amara, C. Fisson, J. Armengaud, P. Labadie, H. Budzinski, et al. 2024. « Relevance of Flounder Caging and Proteomics to Explore the Impact of a Major Industrial Accident Caused by Fire on the Seine Estuarine Water Quality ». *Marine Pollution Bulletin* 201. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116178.

Ledda, Caterina, Giuseppe La Torre, Diana Cinà, Gianluca Paravizzini, Ermanno Vitale, Piero Pavone, Ivo Iavicoli, et Venerando Rapisarda. 2018. « Serum Concentrations of Perfluorinated Compounds among Children Living in Sicily (Italy). » *Toxicology Letters* 298 : 186-93. https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2018.09.001.

Li H, Dong Q, Zhang M, Gong T, Zan R, Wang W. Transport behavior difference and transport model of long- and short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in underground environmental media: A review. Environ Pollut. 2023 Jun 15;327:121579. doi: 10.1016/j.envpol.2023.121579. Epub 2023 Apr 5. PMID: 37028785.

Lin, X., Y. Xing, H. Chen, Y. Zhou, X. Zhang, P. Liu, J. Li, H.K. Lee, et Z. Huang. 2023. « Characteristic and health risk of per- and polyfluoroalkyl substances from cosmetics via dermal exposure ». Environmental Pollution 338. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122685.

Macorps, Nicolas, Pierre Labadie, François Lestremau, Azziz Assoumani, et Hélène Budzinski. 2023. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Surface Sediments: Occurrence, Patterns, Spatial Distribution and Contribution of Unattributed Precursors in French Aquatic Environments. » *The Science of the Total Environment* 874 (mai):162493. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162493.

Macorps, Nicolas, Karyn Le Menach, Patrick Pardon, Sabrina Guérin-Rechdaoui, Vincent Rocher, Hélène Budzinski, et Pierre Labadie. 2022. « Bioaccumulation of Per- and Polyfluoroalkyl Substance in Fish from an Urban River: Occurrence, Patterns and Investigation of Potential Ecological Drivers. » *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)* 303 (juin):119165. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119165.

Massarsky, A., J.A. Parker, L. Gloekler, M.T. Donnell, N.R. Binczewski, J.S. Kozal, T. McKnight, A. Patterson, et M.L. Kreider. 2024. « Assessing potential human health and ecological implications of PFAS from leave-in dental products ». Toxicology and Industrial Health 40 (3) : 91-103. https://doi.org/10.1177/07482337231224990.

Mclachlan, M.S., K.E. Holmstrom, M. Reth, et U. Berger. 2007. « Riverine Discharge of Perfluorinated Carboxylates from the European Continent ». *Environmental Science and Technology* 41 (21): 7260-65. https://doi.org/10.1021/es071471p.

Miège, C., A. Peretti, P. Labadie, H. Budzinski, B. Le Bizec, K. Vorkamp, J. Tronczyński, H. Persat, M. Coquery, et M. Babut. 2012. « Occurrence of Priority and Emerging Organic Compounds in Fishes from the Rhone River (France). » *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 404 (9): 2721-35. https://doi.org/10.1007/s00216-012-6187-0.

Moretti, Simone, Silvia Castellini, Carolina Barola, Elisa Bucaletti, Chiara Petroselli, Roberta Selvaggi, Mara Galletti, David Cappelletti et Roberta Galarini. 2024. « Determination of Perfluorinated and Polyfluorinated Alkyl Substances (PFASs) in PM10 Samples: Analytical Method, Seasonal Trends, and Implications for Urban Air Quality in the City of Terni (Central Italy)". *Separations 11*(2), 42. https://doi.org/10.3390/separations11020042

Mourier, B., P. Labadie, M. Desmet, C. Grosbois, J. Raux, M. Debret, Y. Copard, P. Pardon, H. Budzinski, et M. Babut. 2019. « Combined Spatial and Retrospective Analysis of Fluoroalkyl Chemicals in Fluvial Sediments Reveal Changes in Levels and Patterns over the Last 40

Years. » *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)* 253 (octobre):1117-25. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.079.

Müller, Claudia E., Andreas C. Gerecke, Christian Bogdal, Zhanyun Wang, Martin Scheringer et Konrad Hungerbühler. 2012. "Atmospheric fate of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs): I. Day-night patterns of air concentrations in summer in Zurich, Switzerland". *Environmental Pollution* 169: 196-203. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.04.010

Muller, Viktoria, Larissa Cristine Andrade Cosa, Filipe Soares Rondan, Eleonora Matic Marcia Foster Mesko, Andrew Kindness et Jörg Feldmann. 2023. "Per and polyfluoroalkylated substances (PFAS) target and EOF analyses in ski wax, snowmelts, and soil from skiing areas". http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4340971

Munoz, Gabriel, Hélène Budzinski, Marc Babut, Hilaire Drouineau, Mathilde Lauzent, Karyn Le Menach, Jérémy Lobry, Jonathan Selleslagh, Caroline Simonnet-Laprade, et Pierre Labadie. 2017. « Evidence for the Trophic Transfer of Perfluoroalkylated Substances in a Temperate Macrotidal Estuary. » *Environmental Science & Technology* 51 (15): 8450-59. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02399.

Munoz, Gabriel, Hélène Budzinski, Marc Babut, Jérémy Lobry, Jonathan Selleslagh, Nathalie Tapie, et Pierre Labadie. 2019. « Temporal Variations of Perfluoroalkyl Substances Partitioning between Surface Water, Suspended Sediment, and Biota in a Macrotidal Estuary. » *Chemosphere* 233 (octobre):319-26. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.281.

Munoz, Gabriel, Hélène Budzinski, et Pierre Labadie. 2017. « Influence of Environmental Factors on the Fate of Legacy and Emerging Per- and Polyfluoroalkyl Substances along the Salinity/Turbidity Gradient of a Macrotidal Estuary. » *Environmental Science & Technology* 51 (21): 12347-57. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03626.

Munoz, Gabriel, Sung Vo Duy, Pierre Labadie, Fabrizio Botta, Hélène Budzinski, François Lestremau, Jinxia Liu, et Sébastien Sauvé. 2016. « Analysis of Zwitterionic, Cationic, and Anionic Poly- and Perfluoroalkyl Surfactants in Sediments by Liquid Chromatography Polarity-Switching Electrospray Ionization Coupled to High Resolution Mass Spectrometry. » *Talanta* 152 (mai):447-56. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2016.02.021.

Munoz, Gabriel, Lise C. Fechner, Emmanuel Geneste, Patrick Pardon, Hélène Budzinski, et Pierre Labadie. 2018. « Spatio-Temporal Dynamics of per and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) and Transfer to Periphytic Biofilm in an Urban River: Case-Study on the River Seine. » *Environmental Science and Pollution Research International* 25 (24): 23574-82. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8051-9.

Munoz, Gabriel, Jean-Luc Giraudel, Fabrizio Botta, François Lestremau, Marie-Hélène Dévier, Hélène Budzinski, et Pierre Labadie. 2015. « Spatial Distribution and Partitioning Behavior of Selected Poly- and Perfluoroalkyl Substances in Freshwater Ecosystems: A French Nationwide Survey. » *The Science of the Total Environment* 517 (juin):48-56. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.043.

Munoz, Gabriel, Pierre Labadie, Fabrizio Botta, François Lestremau, Benjamin Lopez, Emmanuel Geneste, Patrick Pardon, Marie-Hélène Dévier, et Hélène Budzinski. 2017. « Occurrence Survey and Spatial Distribution of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Surfactants in Groundwater, Surface Water, and Sediments from Tropical Environments. » *The Science of the Total Environment* 607-608 (décembre):243-52. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.146.

Munschy, C., P. Marchand, A. Venisseau, B. Veyrand, et Z. Zendong. 2013. « Levels and Trends of the Emerging Contaminants HBCDs (Hexabromocyclododecanes) and PFCs (Perfluorinated Compounds) in Marine Shellfish along French Coasts. » *Chemosphere* 91 (2): 233-40. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.12.063.

Munschy, C., N. Olivier, B. Veyrand, et P. Marchand. 2015. « Occurrence of Legacy and Emerging Halogenated Organic Contaminants in Marine Shellfish along French Coasts. » *Chemosphere* 118 (janvier):329-35. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.106.

Munschy, C., J. Spitz, N. Bely, K. Héas-Moisan, N. Olivier, C. Pollono, et T. Chouvelon. 2022. « A Large Diversity of Organohalogen Contaminants Reach the Meso- and Bathypelagic

Organisms in the Bay of Biscay (Northeast Atlantic). » *Marine Pollution Bulletin* 184 (novembre):114180. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114180.

Namazkar, S., O. Ragnarsdottir, A. Josefsson, F. Branzell, S. Abel, M. Abou-Elwafa Abdallah, S. Harrad, et J.P. Benskin. 2024. « Characterization and dermal bioaccessibility of residual- and listed PFAS ingredients in cosmetic products ». Environmental Science: Processes and Impacts 26 (2) : 259-68. https://doi.org/10.1039/d3em00461a.

Nematollahi, Amy J., Julia M. Fisher, Melissa A. Furlong, Paloma I. Beamer, Jaclyn M. Goodrich, Judith M. Graber, Antonia M. Calafat, et al. 2024. « Comparison of Serum Per- and Polyfluoroalkyl Substances Concentrations in Incumbent and Recruit Firefighters and Longitudinal Assessment in Recruits. » Journal of Occupational and Environmental Medicine 66, no 3: 202-11. https://doi.org/10.1097/JOM.0000000000003020.

Nguyen, Tuyet T. N., et Christine Baduel. 2023. « Optimization and Validation of an Extraction Method for the Analysis of Multi-Class Emerging Contaminants in Soil and Sediment. » *Journal of Chromatography. A* 1710 (novembre):464287. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2023.464287.

Nilsson, S., K. Smurthwaite, L. L. Aylward, M. Kay, L. M. Toms, L. King, S. Marrington, et al. 2022.« Serum Concentration Trends and Apparent Half-Lives of per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Australian Firefighters. » International Journal of Hygiene and Environmental Health 246: 114040. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114040.

Nilsson, Helena, Anna Karrman, Anna Rotander, Bert Van Bavel, Gunilla Lindström et Hakan Westberg. 2010. "Inhalation exposure to fluorotelomer alcohols yield perfluorocarboxylates in human blood?". *Environ. Sci. Technol.* 44(19): 7717–7722. https://doi.org/10.1021/es101951t

Norén, Erika, Christian Lindh, Anders Glynn, Lars Rylander, Daniela Pineda, et Christel Nielsen, 2021. « Temporal Trends, 2000-2017, of Perfluoroalkyl Acid (PFAA) Concentrations in Serum of Swedish Adolescents. » *Environment International* 155 : 106716. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106716.

Nyström, Jennifer, Jonathan P. Benskin, Merle Plassmann, Oskar Sandblom, Anders Glynn, Erik Lampa, Irina Gyllenhammar, Lotta Moraeus, et Sanna Lignell. 2022. « Demographic, Life-Style and Physiological Determinants of Serum per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Concentrations in a National Cross-Sectional Survey of Swedish Adolescents. » *Environmental Research* 208 : 112674. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112674.

OVAM. 2021. "Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminents'. Deel 1: analyses."104 p.

Padilla-Sánchez, Juan Antonio et Line Småstuen Haug. 2016. "A fast and sensitive method for the simultaneous analysis of a wide range of per- and polyfluoroalkyl substances in indoor dust using on-line solid phase extraction-ultrahigh performance liquid chromatography-time-of-flight-mass spectrometry". *Journal of Chromatography A* 1445: 36-45. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2016.03.058

Padilla-Sánchez, Juan A., Eleni Papadopoulou, Somrutai Poothong et Lin S. Haug. 2017. « Investigation of the Best Approach for Assessing Human Exposure to Poly- and Perfluoroalkyl Substances through Indoor Air". *Environ. Sci. Technol.* 51(21): 12836–12843. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03516

Peng, Lin, Wang Xu, Qinghuai Zeng, Yao Cheng, Yingjie Zhang, Ying Guo, Da Chen, Chao Jiang, et Fei Wang. 2021. « Distribution Characteristics of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Human Urines of Acrylic Fiber Plant and Chemical Plant. » Environmental Science and Pollution Research International 28, no 48: 69181-89. https://doi.org/10.1007/s11356-021-15355-7.

Peng, Lin, Wang Xu, Qinghuai Zeng, Feiyun Sun, Ying Guo, Shan Zhong, Fei Wang, et Da Chen. 2022.« Exposure to Perfluoroalkyl Substances in Waste Recycling Workers: Distributions in Paired Human Serum and Urine. » Environment International 158 : 106963. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106963.

Petromelidou, Styliani, Dimitris Margaritis, Christina Nannou, Christos Keramydas et Dimitra A. Lambropoulou. 2022. « HRMS screening of organophosphate flame retardants and poly-/perfluorinated substances in dust from cars and trucks: Occurrence and human exposure implications". *Science of the Total Environment* 848: 157696. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157696

Pirard, Catherine, Patrice Dufour, et Corinne Charlier. 2020. « Background Contamination of Perfluoralkyl Substances in a Belgian General Population. » *Toxicology Letters* 333 (octobre):13-21. https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.07.015.

Plassmann, Merle M. et Urs Berger. 2013. "Perfluoroalkyl carboxylic acids with up to 22 carbon atoms in snow and soil samples from a ski area". *Chemosphere* 91(6): 832-837. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.066

Pütz, Kerstin Winkens, Shahla Namazkar, Merle Plassmann, et Jonathan P. Benskin. 2022. « Are cosmetics a significant source of PFAS in Europe? product inventories, chemical characterization and emission estimates. » Environmental science. Processes & impacts 24 (10) : 1697-1707. https://doi.org/10.1039/d2em00123c.

Rauert, Cassandra, Mahiba Shoieb, Jasmin K. Schuster, Anita Eng et Tom Harner. 2018. "Atmospheric concentrations and trends of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) and volatile methyl siloxanes (VMS) over 7 years of sampling in the Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) network". *Environmental Pollution* 238: 94-102. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.017

Reinikainen, Ussi, Timo Tarvainen et Noora Perkola. 2024. « Suomen maaperän PFAS-pitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus". 14.2.2024

Řiháčková, Katarína, Aleš Pindur, Klára Komprdová, Nina Pálešová, Jiří Kohoutek, Petr Šenk, Jana Navrátilová, et al. 2023. « The Exposure of Czech Firefighters to Perfluoroalkyl Substances and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: CELSPAC - FIREexpo Case-Control Human Biomonitoring Study. » The Science of the Total Environment 881 : 163298. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163298.

Rodgers, K.M., C.H. Swartz, J. Occhialini, P. Bassignani, M. McCurdy, et L.A. Schaider. 2021. « How Well Do Product Labels Indicate the Presence of PFAS in Consumer Items Used by Children and Adolescents? » Environmental Science and Technology. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c05175.

Roesch, Philipp, Christian Vogel, Philipp Wittwer, Thomas Huthwelker, Camelia N. Borca, Thomas Sommerfeld, Stephanie Kluge, Christian Piechotta, Ute Kalbe, et Franz-Georg Simon. 2023. « Taking a look at the surface: μ-XRF mapping and fluorine K-edge μ-XANES spectroscopy of organofluorinated compounds in environmental samples and consumer products. » Environmental science. Processes & impacts 25 (7) : 1213-23. https://doi.org/10.1039/d3em00107e.

Rovira, Joaquim, Maria Ángeles Martínez, Raju Prasad Sharma, Teresa Espuis, Martí Nadal, Vikas Kumar, Danae Costopoulou, et al. 2019. « Prenatal Exposure to PFOS and PFOA in a Pregnant Women Cohort of Catalonia, Spain. » *Environmental Research* 175 :384-92. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.05.040.

Runkel, Agneta A., Anja Stajnko, Janja Snoj Tratnik, Darja Mazej, Milena Horvat, Petra Přibylová, et Tina Kosjek. 2023. « Exposure of Children and Adolescents from Northeastern Slovenia to Per- and Polyfluoroalkyl Substances. » *Chemosphere* 321 : 138096. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138096.

Saini, Amandeep, Sita Chinnadurai, Jasmin K. Schuster, Anita Eng et Tom Harner. 2023. "Per- and polyfluoroalkyl substances and volatile methyl siloxanes in global air: Spatial and temporal trends". *Environmental Pollution* 323: 121291. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121291

Schellenberger, S., C. Jönsson, P. Mellin, O.A. Levenstam, I. Liagkouridis, A. Ribbenstedt, A.-C. Hanning, et al. 2019. « Release of Side-Chain Fluorinated Polymer-Containing Microplastic Fibers from Functional Textiles during Washing and First Estimates of Perfluoroalkyl Acid

Emissions ». Environmental Science and Technology 53 (24) : 14329-38. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04165.

Schellenberger, S., I. Liagkouridis, R. Awad, S. Khan, M. Plassmann, G. Peters, J.P. Benskin, et I.T. Cousins. 2022. « An Outdoor Aging Study to Investigate the Release of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Functional Textiles ». Environmental Science and Technology 56 (6) : 3471-79. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06812.

Schlummer, Martin, Ludwig Gruber, Dominik Fiedler, Markus Kizlauskas et Josef Müller. 2013. "Detection of fluorotelomer alcohols in indoor environments and their relevance for human exposure". Environment International 57-58: 42-49. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.03.010

Schmidt, Natascha, Vincent Fauvelle, Javier Castro-Jiménez, Katixa Lajaunie-Salla, Christel Pinazo, Christophe Yohia, et Richard Sempéré. 2019. « Occurrence of Perfluoroalkyl Substances in the Bay of Marseille (NW Mediterranean Sea) and the Rhône River. » *Marine Pollution Bulletin* 149 (décembre):110491. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110491.

Sha, Bo, Anna-Karin Dahlberg, Karin Wiberg et Lutz Ahrens. 2018. "Fluorotelomer alcohols (FTOHs), brominated flame retardants (BFRs), organophosphorus flame retardants (OPFRs) and cyclic volatile methylsiloxanes (cVMSs) in indoor air from occupational and home environments". *Environmental Pollution* 241: 319-330. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.032

Shu, Huan, Christian H. Lindh, Sverre Wikström, et Carl-Gustaf Bornehag. 2018. « Temporal Trends and Predictors of Perfluoroalkyl Substances Serum Levels in Swedish Pregnant Women in the SELMA Study. » *PloS One* 13 (12): e0209255. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209255.

Schwanz, Thiago G., Marta Llorca, Marinella Farré, et Damià Barceló. 2016. « Perfluoroalkyl Substances Assessment in Drinking Waters from Brazil, France and Spain. » *The Science of the Total Environment* 539 (janvier):143-52. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.034.

Simmonet-Laprade, Caroline, Hélène Budzinski, Marc Babut, Karyn Le Menach, Gabriel Munoz, Mathilde Lauzent, Benoît J. D. Ferrari, et Pierre Labadie. 2019a. « Investigation of the Spatial Variability of Poly- and Perfluoroalkyl Substance Trophic Magnification in Selected Riverine Ecosystems. » *The Science of the Total Environment* 686 (octobre):393-401. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.461.

Simonnet-Laprade, Caroline, Hélène Budzinski, Kevin Maciejewski, Karyn Le Menach, Raphaël Santos, Fabrice Alliot, Aurélie Goutte, et Pierre Labadie. 2019b. « Biomagnification of Perfluoroalkyl Acids (PFAAs) in the Food Web of an Urban River: Assessment of the Trophic Transfer of Targeted and Unknown Precursors and Implications. » *Environmental Science. Processes & Impacts* 21 (11): 1864-74. https://doi.org/10.1039/c9em00322c.

Simonetti, Giulia, Patrizia Di Filippo, Carmela Riccardi, Donatella Pomata, Emisa Sonego et Francesca Buiarelli. 2020. « Occurrence of halogenated pollutants in domestic and occupational indoor dust". *Int. J. Environ. Res. Public Health 17*(11) : 3813. https://doi.org/10.3390/ijerph17113813

Sonego, Elisa, Giulia Simonetti, Patrizia Di Filippo, Carmela Riccardi, Francesca Buiarelli, Alice Fresta, Matteo Olivastri et Donatella Pomata. 2022. "Characterization of organophosphate esters (OPEs) and polyfluoralkyl substances (PFASs) in settled dust in specific workplaces". *Environmental Science and Pollution Research* 29: 52302–52316. https://doi.org/10.1007/s11356-022-19486-3

Sörengård, Mattias, Johannes Kikuchi, Karin Wiberg et Lutz Ahrens. 2022. "Spatial distribution and load of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in background soils in Swede". *Chemosphere* 295: 133944. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133944

Thépaut, E., H. A. A. M. Dirven, L. S. Haug, B. Lindeman, S. Poothong, M. Andreassen, H. Hjertholm, et T. Husøy. 2021. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Serum and Associations with Food Consumption and Use of Personal Care Products in the Norwegian Biomonitoring Study from the EU Project EuroMix. » *Environmental Research* 195 :110795. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110795.

Tang, Chengjin, Wenyao Liang, Zemin Xia, Jinming Ye, Hebin Liang, Junjie Cai, Jianhua Tan, et Qilai Xie. 2023. « Determination of polyfluoroalkyl substances in cosmetic products using dispersed liquid-liquid extraction coupled with UHPLC-MS/MS. » Analytical methods : advancing methods and applications 15 (48) : 6727-37. https://doi.org/10.1039/d3ay01553j.

Trowbridge, Jessica, Roy R. Gerona, Thomas Lin, Ruthann A. Rudel, Vincent Bessonneau, Heather Buren, et Rachel Morello-Frosch. 2020.« Exposure to Perfluoroalkyl Substances in a Cohort of Women Firefighters and Office Workers in San Francisco. » Environmental Science & Technology 54, no 6: 3363-74. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05490.

UFC Que Choisir , France, vêtements imperméables ». 2023. https://www.quechoisir.org/enquete-vetements-nappes-d-inquietants-polluants-eternels-n109586/.

Valsecchi, S., M. Babut, M. Mazzoni, S. Pascariello, C. Ferrario, B. De Felice, R. Bettinetti, B. Veyrand, P. Marchand, et S. Polesello. 2020. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Fish from European Lakes: Current Contamination Status, Sources, and Perspectives for Monitoring ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 40 (3) : 658-76. https://doi.org/10.1002/etc.4815.

Veen, I. van der, A.-C. Hanning, A. Stare, P.E.G. Leonards, J. de Boer, et J.M. Weiss. 2020. « The effect of weathering on per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from durable water repellent (DWR) clothing ». Chemosphere 249. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126100.

Wang, Zhen, Zhiyong Xie, Axel Möller, Wenying Mi, Hendrik Wolschke et Ralf Ebinghaus. 2014. "Atmospheric concentrations and gas/particle partitioning of neutral poly- and perfluoroalkyl substances in northern German coast". *Atmospheric Environment* 95: 207-213. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.036

Weinberg, Ingo, Anne Katrin Dreyer et Ralf Ebinghaus. 2011. "Waste water treatment plants as sources of polyfluorinated compounds, polybrominated diphenyl ethers and musk fragrances to ambient air". *Environmental Pollution* 159: 125-132. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.023

Weiss, Ana, Vera Franke et Åsa Gustafsson. 2019. "Screening of polyfluoroalkyl substances (PFASs), including fluorinated organophosphates in Skellefteå municipality". Rapport till Naturvårdsverket Överenskommelse NV-01625-17. Uppsala, 2019-01-15. 45 p.

Weiss, Jana M., Bernt Jones, Jacco Koekkoek, Anders Bignert et Marja H. Lamoree. 2021. "Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Swedish household dust and exposure of pet cats". *Environmental Science and Pollution Research* 28: 39001-39013. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13343-5

Wellmitz, Jorg, Nicole Bandow et Jan Koschorreck. 2023. "Long-term trend data for PFAS in soils from German ecosystems, including TOP assay." *Science of the Total Environment* 893: 164586. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164586

Whitehead, H.D., M. Venier, Y. Wu, E. Eastman, S. Urbanik, M.L. Diamond, A. Shalin, et al. 2021a. « Erratum: Fluorinated Compounds in North American Cosmetics (Environ. Sci. Technol. Lett. (2021) 8: 7 (538−544) DOI: 10.1021/acs.estlett.1c00240) ». Environmental Science and Technology Letters 8 (12) : 1104-5. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00903.

Whitehead, H.D., M. Venier, Y. Wu, E. Eastman, S. Urbanik, M.L. Diamond, A. Shalin, et al. 2021b. « Fluorinated Compounds in North American Cosmetics ». Environmental Science and Technology Letters 8 (7) : 538-44. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00240.

Winkens, Kerstin, Jani Koponen, Jasmin Schuster, Mahiba Shoeib, Robin Vestergren, Urs Berger, Anne M. Karvonen, Juha Pekkanen, Hannu Kiviranta et Ian T. Cousins. 2017. "Perfluoroalkyl acids and their precursors in indoor air sampled in children's bedrooms". *Environmental Pollution* 222: 423-432. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.010

Wintersen et al. 2020. "Achtergrondwaarden perfluoralkylstoffen (PFAS) in de Nederlandse landbodem". RIVM-briefrapport 2020-0100 A.

Wu, Y., K. Romanak, T. Bruton, A. Blum, et M. Venier. 2020. « Per- and polyfluoroalkyl substances in paired dust and carpets from childcare centers ». Chemosphere 251. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126771.

Xia, C., M.L. Diamond, G.F. Peaslee, H. Peng, A. Blum, Z. Wang, A. Shalin, et al. 2022. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances in North American School Uniforms ». Environmental Science and Technology 56 (19) : 13845-57. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02111.

Xu, Zhenlan, Stefan Fiedler, Gerd Pfister, Bernhard Henkelmann, Christine Mosch, Wolfgang Völkel, Hermann Fromme et Karl-Werner Schramm. 2013. "Human exposure to fluorotelomer alcohols, perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate *via* house dust in Bavaria, Germany". *Science of the Total Environment* 443: 485-490.

Yamada, A., N. Bemrah, B. Veyrand, C. Pollono, M. Merlo, V. Desvignes, J-P. Antignac, B. Le Bizec, et J-C. Leblanc. 2014. « Perfluoroalkyl Acid Contamination and Polyunsaturated Fatty Acid Composition of French Freshwater and Marine Fishes ». *J. Agric. Food Chem.* 62 (30) : 7593-7603. https://doi.org/10.1021/jf501113j.

Zheng, G., et A. Salamova. 2020. « Are melamine and its derivatives the alternatives for per- And polyfluoroalkyl substance (PFAS) fabric treatments in infant clothes? » Environmental Science and Technology 54 (16) : 10207-16. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03035.

Zhou, Y., X. Lin, Y. Xing, X. Zhang, H.K. Lee, et Z. Huang. 2023. « Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Personal Hygiene Products: The Implications for Human Exposure and Emission to the Environment ». Environmental Science and Technology 57 (23) : 8484-95. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08912.

Zhu, Hongkai, et Kurunthachalam Kannan. 2020. « Total oxidizable precursor assay in the determination of perfluoroalkyl acids in textiles collected from the United States. » Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 265 (Pt B) : 114940. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114940.

Zweigle, Jonathan, Catharina Capitain, Fabian Simon, Philipp Roesch, Boris Bugsel, et Christian Zwiener. 2023. « Non-extractable PFAS in functional textiles - characterization by complementary methods: oxidation, hydrolysis, and fluorine sum parameters. » Environmental science. Processes & impacts 25 (8) : 1298-1310. https://doi.org/10.1039/d3em00131h.

11.2 Normes

AFNOR. 2024. NF X 50-*110 Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise.* AFNOR (indice de classement X 50-110).

ISO (International Organization for Standardization). 1997. *Information and Documentation - Rules for the Abbreviation of Title Words and Titles of Publications*. ISO 4:1997. Paris: ISO.

11.3 Législation et réglementation

Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation - Légifrance ». 7 juillet 2023. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGITEXT000005625281.

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique - Légifrance. s. d. Consulté le 11 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000466614/.

Arrêté du 22 juin 2012 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des modules de filtration membranaire utilisés pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique - Légifrance ». s. d. Consulté le 11 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000026087753/.

Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. s. d. Consulté le 16 avril 2025.

Arrêté du 24 août 2017 modifiant dans une série d'arrêtés ministériels les dispositions relatives aux rejets de substances dangereuses dans l'eau en provenance des installations classées pour la protection de l'environnement - Légifrance. s. d. Consulté le 11 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000035734077/.

Arrêté du 17 décembre 2019 relatif aux meilleures techniques disponibles (MTD) applicables à certaines installations de traitement de déchets relevant du régime de l'autorisation et de la directive IED - Légifrance ». s. d. Consulté le 11 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000041609785.

Arrêté du 22 avril 2022 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des résines organiques échangeuses d'ions utilisées pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique – Légifrance. s. d. Consulté le 8 avril 2025.

Arrêté du 26 avril 2022 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. s. d. Consulté le 16 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045668734.

Arrêté du 20 juin 2023 relatif à l'analyse des substances per- et polyfluoroalkylées dans les rejets aqueux des installations classées pour la protection de l'environnement relevant du régime de l'autorisation - Légifrance. s. d. Consulté le 11 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000047739535?init=true&page=1&query=pfas&searchField=ALL&tab_selection=all.

Décision d'exécution (UE) 2024/367 de la Commission du 23 janvier 2024 portant modalités d'application de la directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil en établissant les listes positives européennes des substances de départ, des compositions et des constituants dont l'utilisation est autorisée pour la fabrication de matériaux ou de produits entrant en contact avec l'eau destinée à la consommation humaine. 2024. http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2024/367/oj/fra.

Décision d'exécution (UE) 2025/439 de la Commission du 28 février 2025 établissant une liste de vigilance relative aux substances soumises à surveillance à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil [notifiée sous le numéro C(2025) 1244]. 2025. http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2025/439/oj/fra.

Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. s. d. Consulté le 16 avril 2025.

Directive 2009/54/CE du Parlement européen et du Conseil du 18 juin 2009 relative à l'exploitation et à la mise dans le commerce des eaux minérales naturelles (Refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). 2009. OJ L. Vol. 164. http://data.europa.eu/eli/dir/2009/54/oj/fra.

Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau - Légifrance ». s. d. Consulté le 16 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000028022376.

Directive (UE) 2020/2184 du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) .

Directive (UE) 2024/3019 du Parlement européen et du Conseil du 27 novembre 2024 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE) .

Instruction DGS/EA4/2025/22 du 19 février 2025- Bulletin officiel Santé - Protection sociale - Solidarité n° 2025/4 du 28 février 2025 ». 2025.

LOI n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire :https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220&idArticle=LEGIARTI000045728456&dateTexte=&categorieLien=cid.

LOI n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (1). 2025. 2025-188.

Règlement (UE) n ° 10/2011 de la Commission du 14 janvier 2011 concernant les matériaux et objets en matière plastique destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. 2011. OJ L. Vol. 012. http://data.europa.eu/eli/reg/2011/10/oj/fra.

Règlement (UE) 2022/2388 de la Commission du 7 décembre 2022 modifie le règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.

Recommandation (UE) 2022/1431 de la commission du 24 août 2022 relative à la surveillance des substances perfluoroalkylées dans les denrées alimentaires.

Règlement (UE) 2023/915 de la Commission du 25 avril 2023 concernant les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires et abrogeant le règlement (CE) n° 1881/2006.

Règlement (UE) n°2023/988 du Parlement européen et du Conseil du 10 mai 2023 relatif à la sécurité générale des produits, également appelé règlement sur la sécurité générale des produits (RSGP), https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/988/oj?locale=fr, consulté le 18/03/2025.

Règlement (UE) 2025/40 du Parlement européen et du Conseil du 19 décembre 2024 relatif aux emballages et aux déchets d'emballages, modifiant le règlement (UE) 2019/1020 et la directive (UE) 2019/904. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202500040

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine

GOUVERNEMENT
Liberté
Égalité
Fraternité

Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes
Direction générale du travail
Direction générale de l'alimentation
Direction générale de la prévention des risques
Direction générale de la santé

Nos réf. : D-22-023498/84

Paris, le 08 NOV. 2022

La Directrice générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes

Le Directeur général du travail

La Directrice générale de l'alimentation

Le Directeur général de la prévention des risques

Le Directeur général de la santé

à

Monsieur le Directeur général
Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
14 rue Pierre et Marie Curie
94701 Maisons Alfort cedex

Objet : Saisine relative à l'évaluation des risques sanitaires et des expositions aux composés alkyles per et polyfluorés et à la priorisation des substances en vue de mesures de gestion des risques.

Les composés alkylés per et polyfluorés ou PFAS (per and polyfluoralkyl substances) sont une large famille de substances chimiques (plus de 4 000 composés) fabriquées depuis les années 50 et utilisées dans de nombreuses applications industrielles et produits de consommation courante. L'origine de la présence des PFAS dans l'environnement est donc anthropique et l'utilisation variée de ces composés chimiques, combinée à leur caractère très persistant entraîne une contamination de tous les milieux : l'eau, l'air, les sols ou encore les sédiments. Certains s'accumulent dans les organismes vivants et se retrouvent dans la chaîne alimentaire. D'autres, plus mobiles, sont transportés sur de très longues distances.

La population européenne est exposée à certaines de ces substances ubiquitaires et très persistantes dans l'environnement comme en attestent notamment les études de biosurveillance menées depuis plusieurs années (programme HBM4EU, volet périnatal de la cohorte Elfe, enquête Esteban,...)[1].

[1] 17 composés ont été dosés dans les études nationales (Elfe, Esteban) et européennes (HBM4EU, PARC).

En France, la problématique des PFAS est régulièrement médiatisée. Une pollution localisée par des PFAS a notamment été mise en évidence sur la plateforme industrielle de Pierre-Bénite constituée des industries chimiques Arkema et Daïkin qui produisent des polymères fluorés et manipulent des PFAS. 3 PFAS sont actuellement utilisés sur cette plateforme et d'autres PFAS ont été utilisés dans le passé.

Par courrier du 4 juin 2009, la DGS avait saisi votre Agence en vue de demander une expertise sur les risques sanitaires pour le consommateur liés à des substances reprotoxiques et/ou perturbateurs endocriniens présents dans des produits et/ou articles mis sur le marché, dont le sulfonate de perfluorooctane (PFOS / CAS n° 1763-23-1, 29081-56-9, 2795-39-3) et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA / CAS n° 335-67-1). En réponse à cette saisine, l'Anses a publié en mars 2015 :
- un rapport sur les « Connaissances relatives aux données de contamination et aux expositions par des composés de la famille des Perfluorés (tome 2) » ;
- un rapport sur les « Connaissances relatives aux données de toxicité sur les composés de la famille des Perfluorés (tome 3) ».
L'objet de ces travaux était de recenser les données disponibles ou en cours d'acquisition concernant les dangers potentiels d'un certain nombre de composés de la famille des perfluorés ainsi que des données d'usage et de contamination de différents produits ou compartiments de l'environnement, incluant les eaux et l'alimentation. L'objectif final était de définir les principaux effets toxiques en lien avec une exposition à ces composés et de déterminer les sources principales d'exposition humaine, en vue de prioriser les perfluorés qui pourront faire l'objet, dans un second temps, d'une évaluation des risques sanitaires (ERS). Par la suite, votre agence s'est autosaisie le 9 juin 2015 afin d'élaborer des valeurs de référence chroniques par voie orale pour quatre composés perfluorés : l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA, CAS n°307-24-4), l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS, CAS n°355-46-4), l'acide perfluorobutanoïque (PFBA, CAS n°375-22-4) et l'acide perfluorobutane sulfonique (PFBS, CAS n°375-73-5).

Depuis ces expertises, de nouvelles données ont été produites sur les PFAS, en matière de connaissances des contaminations environnementales (sol, eau, aliments) et de biosurveillance humaine. De plus, l'Agence européenne de sécurité sanitaire des aliments (EFSA), sur la base de ses travaux menés depuis 2017, a établi en septembre 2020 un nouveau seuil de sécurité pour les principaux PFAS : il s'agit d'une dose hebdomadaire tolérable (DHT) de de 4,4 ng/kg pc. L'EFSA a également publié un avis scientifique sur les risques pour la santé humaine résultant de la présence de PFAS dans les aliments.

En outre, les inquiétudes sont grandissantes dans la communauté scientifique internationale sur le sujet des PFAS du fait notamment de dépassements de la valeur sanitaire de référence mis en évidence chez des adolescents dans le cadre du programme européen HBM4EU. Ces travaux ont permis d'établir des niveaux de référence concernant l'exposition interne à 12 PFAS chez 1 957 adolescents européens âgés de 12 à 18 ans. Les données provenant de 17 études de biosurveillance humaine ont montré que 14,26 % des adolescents européens présentaient des concentrations sériques en PFAS supérieures à 6,9 µg/l, valeur indicative de l'EFSA pour la dose hebdomadaire tolérable de 4,4 ng/kg pc. Il est à noter que ces données européennes établissent une tendance à la baisse des concentrations en ce qui concerne le PFOA et le PFOS (pouvant s'expliquer par la mise en œuvre de mesures réglementaires pour ces substances), mais pas pour les autres composés perfluorés.

La règlementation de ces substances PFAS est toutefois encore limitée. La stratégie européenne pour la durabilité dans le domaine des produits chimiques, publiée par la Commission européenne en octobre 2020, prévoit une interdiction très large de ces substances. A cet effet, 5 Etats-membres (Suède, Norvège, Danemark, Pays-Bas et Allemagne) travaillent, dans le cadre du règlement européen REACH, sur un dossier de restriction de la famille des substances PFAS dans de nombreux secteurs. Ce dossier doit normalement être remis à l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) début 2023.

Pour ce qui concerne la réglementation spécifique relative aux eaux destinés à la consommation humaine (EDCH), il faut rappeler que la présence de PFAS dans des captages d'eau utilisés pour la production d'eau destinée à la consommation humaine peut résulter de :

- rejets de station d'épuration ;
- rejets industriels de type : électronique, semi-conducteur, toners/encres, mousses anti-feux, cosmétique, imperméabilisants des textiles-cuirs-tapis et emballages alimentaires, bains de placage électrolytique, nettoyants de surface métallique, de sols, vernis, cire, etc. ;
- contaminations par des mousses anti-feux (à proximité d'aéroports, de dépôts hydrocarbures, de sites d'exercices incendies, etc.).

A ce jour, les PFAS ne font pas partie des paramètres couverts par la réglementation nationale pour les EDCH et les PFAS ne sont généralement pas recherchés dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux mis en œuvre par les Agences régionales de santé (ARS) en application du code de la santé publique, à moins que l'ARS ait renforcé le contrôle sanitaire au titre de l'article R.1321-17 du CSP. Cependant, la directive 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des EDCH introduit à compter du 1er janvier 2026 une nouvelle limite de qualité fixée à 0,1 µg/L pour la somme de 20 PFAS.

Ainsi, la recherche des 20 PFAS dans le cadre du contrôle sanitaire mis en œuvre par les ARS et le respect de la limite de qualité dans l'eau potable devront être assurés au plus tard en janvier 2026.

La DGS avait confié au laboratoire d'hydrologie de Nancy de l'Anses la réalisation d'une campagne nationale exploratoire en 2009 et 2010, sur les eaux brutes et les eaux traitées afin de caractériser la présence de ces substances au niveau national. Dix composés perfluorés ont été recherchés simultanément. Les composés perfluorés les plus fréquemment retrouvés étaient le PFOA, le PFOS, le PFHxS et le PFHxA. La plupart des concentrations en PFAS quantifiées dans les eaux traitées était inférieure à une dizaine de nanogrammes par litre mais des pollutions ponctuelles plus marquées ont pu être mises en évidence et confirmées par la suite[2].

La limite de qualité fixée dans la directive n'est pas basée sur des considérations sanitaires. La toxicité de certains PFAS pose question, certains d'entre eux étant notamment suspectés d'avoir des effets de perturbateurs endocriniens. L'Anses a déjà rendu un avis en date du 21 décembre 2017 sur l'évaluation des risques sanitaires d'alkyls per- et polyfluorés dans les EDCH. Depuis, de nouvelles connaissances scientifiques sont disponibles, notamment les conclusions des travaux menés par l'EFSA depuis 2017 et publiés en 2020 sur les risques pour la santé humaine résultant de la présence de PFAS dans les aliments, qui ont conduit à l'établissements de nouvelles valeurs pour les apports hebdomadaires maximum.

Face à ces différents constats, il apparait nécessaire d'évaluer la contribution des différentes voies d'exposition des populations et les risques associés, afin de mieux les maitriser en mettant en œuvre, le cas échéant, des mesures de gestion supplémentaires.

Nous sollicitons ainsi une expertise de l'Anses afin d'évaluer les risques sanitaires et les expositions aux PFAS au niveau national, sur la base d'une liste hiérarchisée de PFAS prioritaires que vos définirez afin de nous aider à définir des mesures de gestion adaptées pour réduire l'exposition des populations.

---

[2] Cf. rapport « Campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine » (Anses, mai 2011) : https://www.anses.fr/fr/system/files/LABO-Ra-Perfluorates.pdf

Cette expertise se déroulerait donc en deux phases :
I. Evaluation des risques sanitaires liés à la présence de PFAS dans les EDCH ;
II. Evaluation des risques et des expositions aux PFAS issues des différents compartiments de l'environnement.

I. Evaluation des risques sanitaires liés à la présence de composés alkyles per et polyfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine

Au regard du contexte sur les PFAS dans les EDCH décrit ci-avant, nous vous demandons de bien vouloir réaliser une mise à jour de l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence des PFAS dans les EDCH (intégrant la détermination d'une ou plusieurs valeurs guides), en tenant compte des 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184 :

Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	Acide perfluorobutanesulfonique (PFBS)
Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)	Acide perfluoropentanesulfonique (PFPeS)
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)
Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS)
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)
Acide perfluorononanoïque (PFNA)	Acide perfluorononane sulfonique (PFNS)
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS)
Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA)	Acide perfluoroundécane sulfonique (PFUnDS)
Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA)	Acide perfluorododécane sulfonique (PFDoDS)
Acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA)	Acide perfluorotridécane sulfonique (PFTrDS)

A toutes fins utiles, les éventuels résultats du suivi de la qualité de l'eau brute et de l'EDCH vis-à-vis des PFAS disponibles dans la base de données « SISE-Eaux d'alimentation » seront transmis par courriel à l'unité d'évaluation des risques liés à l'eau.

Délai de rendu pour l'expertise de la phase I sur les EDCH : rendu final attendu pour le **31 décembre 2023**.

II. Evaluation des risques et des expositions aux PFAS issues des différents compartiments de l'environnement

Dans un premier temps, à partir de vos précédents travaux sur les PFAS et des nouvelles données disponibles depuis vos dernières expertises, vous établirez un **état des lieux des données sur les expositions actuelles aux PFAS** en identifiant les principales sources d'exposition de la population française à ces substances. Vous vous appuierez notamment sur les résultats de l'enquête Esteban publiés en 2019, ainsi que sur ceux produits au niveau européen dans le cadre du programme HBM4EU. Vous analyserez les données relatives aux contaminations environnementales mais aussi les données de production, d'importation et d'utilisation de ces substances chimiques, afin d'estimer les PFAS pour lesquels les expositions seraient les plus importantes dans la population à ce jour. Vous prendrez en compte l'ensemble des domaines concernés pouvant exposer la population : l'alimentation, l'eau potable, les matériaux en contact avec les aliments (MCDA), les produits cosmétiques, les produits phytopharmaceutiques, les autres usages (ex : usages industriels, mousse anti-incendie). Vous pourrez également prendre en compte le rapport de la mission de l'IGEDD (Inspection générale de l'environnement et du développement durable) sur l'état des lieux de la contamination des milieux par les PFAS qui devrait être publié d'ici la fin de l'année 2022.

Vous établirez, à partir de ces données et de critères de priorisation que vous définirez (imprégnation des populations, toxicité, tonnage, usage, présence dans les rejets industriels, présence dans les sols du fait d'activités industrielles anciennes,...), une **liste hiérarchisée des PFAS** qu'il faudrait surveiller en priorité dans l'environnement et dans la population française (matrices biologiques), et sur lesquels une attention particulière devrait être portée en matière de réduction des expositions.

Vous jugerez de l'opportunité de conduire une **évaluation des risques sanitaires** pour certaines de ces substances plus particulièrement préoccupantes. Dans ce contexte, il pourrait être utile de vous rapprocher des Etats membres qui travaillent sur la proposition de restriction qui prévoit d'élargir l'interdiction d'utilisation à toute la famille des PFAS dans l'Union européenne.

Dans un second temps, vous listerez les **mesures de gestion des risques** (surveillance, contrôle, interdiction, restriction...) et les normes réglementaires actuellement en vigueur en France dans les différents domaines en lien avec les PFAS (aliments, eau, sol, MCDA, ICPE, milieu professionnel...).

A partir des données sur les sources d'exposition et de la liste hiérarchisée, vous définirez si les mesures de gestion actuellement mise en œuvre sont suffisantes pour protéger les populations, si elles doivent être renforcées (ex : modification des normes réglementaires) et/ou si des mesures complémentaires sont à instaurer pour les PFAS en général et pour certaines substances jugées « prioritaires ».

Vos travaux devraient ainsi permettre d'estimer plus précisément la contribution des différentes sources d'exposition aux PFAS et les risques associés, afin de mieux cibler les actions prioritaires pour limiter les impacts de ces substances sur les populations, en particulier les plus sensibles et celles vivant dans certaines zones polluées du territoire.

Cette expertise pourrait également venir alimenter les prochaines discussions au niveau européen dans le cadre de la proposition de restriction qui sera soumise dès janvier 2023 auprès de l'ECHA par cinq Etats membres en vue d'interdire la famille des PFAS.

Enfin, votre expertise, et en particulier la liste hiérarchisée des PFAS, devrait être très utile pour définir les substances prioritaires à analyser dans le cadre du futur programme national de biosurveillance. Aussi, vous vous rapprocherez de Santé publique France à ce sujet.

Délais de rendu pour l'expertise de la phase II :

Nous souhaiterions un rendu des travaux de la phase II suivant deux étapes :

1. les **sources d'exposition et leurs contributions respectives** ainsi que la **liste hiérarchisée des PFAS prioritaires**, avec les règlementations applicables, sont attendues d'ici le **30 avril 2023** ;
Pour cette première étape, vous vous rapprocherez du consortium qui travaille actuellement sur la restriction de la famille des PFAS dans le cadre de REACH afin de capitaliser sur les données déjà rassemblées par ces experts.

2. **le rapport et l'avis final** incluant les recommandations de l'Agence pour la réduction des expositions aux PFAS et, le cas échéant, proposant des mesures complémentaires d'appui à la gestion des risques (surveillance, contrôle, réglementation, valeurs repères...), sont attendus d'ici **le 30 juin 2023,** notamment pour disposer des recommandations associées à la gestion des risques liés aux substances PFOA, PFOS et PFHxA.

Cette expertise de la phase II sera bien évidemment à articuler avec l'expertise de la phase I sur les EDCH, mais aussi avec les travaux en cours de l'Ineris (notamment l'état des lieux des valeurs de référence et des méthodes disponibles pour le traitement et l'analyse des PFAS) et du BRGM.

Nous souhaiterions que cette expertise soit **inscrite comme prioritaire dans le cadre du programme de travail 2023** de l'Agence.

Nous vous remercions par avance de bien vouloir nous adresser votre proposition de contrat d'expertise, comprenant notamment les modalités de traitement et de restitution des travaux.

La Directrice générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes

Signature numérique de BEAUMEUNIER Virginie
Date : 2022.11.07 10:37:03 +01'00'

Virginie BEAUMEUNIER

Le Directeur général du travail

Pierre RAMAIN

La Directrice générale de l'alimentation

Maud FAIPOUX ID Signature numérique de Maud FAIPOUX ID

Maud FAIPOUX

Le Directeur général de la prévention des risques

Cédric BOURILLET cedric.bourillet
Signature numérique de Cédric BOURILLET cedric.bourillet
Date : 2022.11.04 15:20:25 +01'00'

Cédric BOURILLET

Le Directeur général de la santé

Jérôme SALOMON

Copies :
Santé publique France
Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris)
Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM)

6

Annexe 2 : Réponse de la saisine de Santé publique France pour la contribution au bilan des données de biosurveillance relatives aux composés per- et poly fluoro-alkylés (PFAS) par l'Anses

Auteurs : Clémence Fillol, Amivi Oleko, Marie Pécheux (direction santé environnement travail, Santé publique France)

Par courrier daté du 21 novembre 2023, l'Anses a saisi Santé publique France, en lien avec ses missions, afin d'apporter une contribution à la réponse à la saisine du 8 novembre 2022 de la DGAL, DGCCRF, DGT, DGPR et DGS sur les aspects de biosurveillance concernant les composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS).

Ainsi, il a été demandé à SpFrance de réaliser :

- 1) un bilan des données françaises de biosurveillance relatives aux PFAS disponibles à Santé publique France
- 2) une synthèse bibliographique actualisée des données de biosurveillance relatives aux PFAS en France, en Europe et à l'international
- 3) une description de la méthode de priorisation des PFAS définie par Santé publique France dans le cadre du programme national de biosurveillance
- 4) la liste hiérarchisée des PFAS d'intérêt en matière de biosurveillance.

Dans la suite du document, chaque demande fait l'objet d'un point particulier.

1) Bilan des données françaises de biosurveillance relatives aux PFAS disponibles à Santé publique France

Aujourd'hui, le programme national de biosurveillance (Figure 1) comprend un volet périnatal, ayant permis de mesurer l'exposition de 277 femmes ayant accouché en 2011 d'après la cohorte Elfe, et un volet population générale, basée sur l'étude Esteban, qui a mesuré l'exposition de 249 enfants de 6 à 17 ans et 744 adultes de 18 à 74 ans, vivant en France hexagonale entre 2014 et 2016, pour les composés poly-et perfluoroalkylés. Les mesures ont été effectuées sur la base de recueils biologiques de sang et ont été complétées par un questionnaire réalisé à la maternité pour le volet périnatal ou au domicile des participants pour l'étude Esteban.

Tous les résultats de l'étude Esteban et du volet périnatal sont disponibles sur le site internet de Santé publique France [1, 2]. Ils ont par ailleurs fait l'objet de publications scientifiques [3-6].

Ceux relatifs aux femmes ayant accouché en 2011 (volet périnatal) et aux enfants de l'étude Esteban constituaient des échantillons trop faibles pour que les résultats soient représentatifs à l'échelle de la population française contrairement à ceux des adultes de l'étude Esteban qui ont pu être extrapolés à l'échelle nationale.

Au total, les dix-sept PFAS suivants ont été analysés dans le volet périnatal et dans l'étude Esteban : PFOA, PFPA, PFNA, PFBA, PFDA, PFHxA, PFHpA, PFUnA, PFHpS, PFHxS, PFDS, PFBS, PFOS et PFOSA.

Dans le cadre du volet périnatal, 5 biomarqueurs des composés PFAS ont représenté 80 % de l'imprégnation totale des femmes aux PFAS mesurés, à savoir PFOA, PFOS, PHxS, PFNA et PFDA. Etant donné la taille réduite de l'échantillon, aucune recherche de déterminant de l'exposition n'a été réalisée. Au regard de la comparaison avec les données d'autres pays, notamment le Canada et les États-Unis, il a été déterminé que les femmes du volet périnatal n'étaient pas davantage imprégnées en France qu'à l'étranger.

Le Tableau 1 présente les pourcentages de quantification pour les PFAS analysés chez les adultes et chez les enfants dans l'étude Esteban. Ainsi les comparaisons internationales (Tableaux 2 et 3) réalisées dans la synthèse bibliographique, présentée au point 2, ne portent que sur les PFAS dont le taux de quantification dans Esteban était supérieur ou égal à 60%.

Dans le cadre de l'étude Esteban, chez les enfants, étant donné la taille réduite de l'échantillon, aucune analyse de déterminant n'a été effectué. Chez les adultes, les déterminants de l'exposition ont été recherchés pour les PFAS les plus quantifiés (pourcentage de quantification supérieur ou égale à 60%), à savoir pour le PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFHxS et PFOS. Tous les résultats sont disponibles dans le rapport publié sur le site internet de Santé Publique France [2][64].

Au niveau français, dans les suites de l'étude Esteban, une nouvelle étude nommée Albane, est en cours d'élaboration avec l'Anses et représentera le volet français du projet européen PARC. Elle échantillonnera 2000 adultes et 1000 enfants, âgés de 3 à 79 ans, sur des cycles de deux ans. Le premier cycle débutera en 2025.

Tableau 1 : Limites de détection (LOD), de quantification (LOQ) et pourcentages de quantification chez les adultes et chez les enfants de l'étude Esteban

Biomarqueur	LOD (µg/L)	LOQ (µg/L)	%>LOQ adultes	%>LOQ enfants
Carboxylates d'alkyls perfluorés				
PFBA	0,20	0,50	1,08	0,4
PFPA	0,02	0,05	0,00	0,4
PFHxA	0,05	0,20	0,00	0,0
PFHpA	0,05	0,20	2,76	5,2
PFOA	0,02	0,05	100,00	100
PFNA	0,05	0,20	99,50	99,6
PFDA	0,05	0,20	89,20	71,1
PFUnA	0,02	0,05	99,50	95,6
PFDoA	0,02	0,05	22,31	8,0
Sulfonates d'alkyls perfluorés				
PFBS	0,05	0,19	0,00	0,0
PFHxS	0,05	0,19	99,60	99,6
PFHpS	0,05	0,19	53,40	3,2
PFOS	0,03	0,10	100,00	100
PFDS	0,05	0,19	0,00	0,4
Sulfamides d'alkyls perfluorés				

[64] Imprégnation de la population française par les composés perfluorés : Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016 (santepubliquefrance.fr)

n-EtFOSAA	0,02	0,05	2,15	1,6
n-MeFOSAA	0,02	0,05	24,60	21,3
PFOSA	0,05	0,20	0,40	0,0

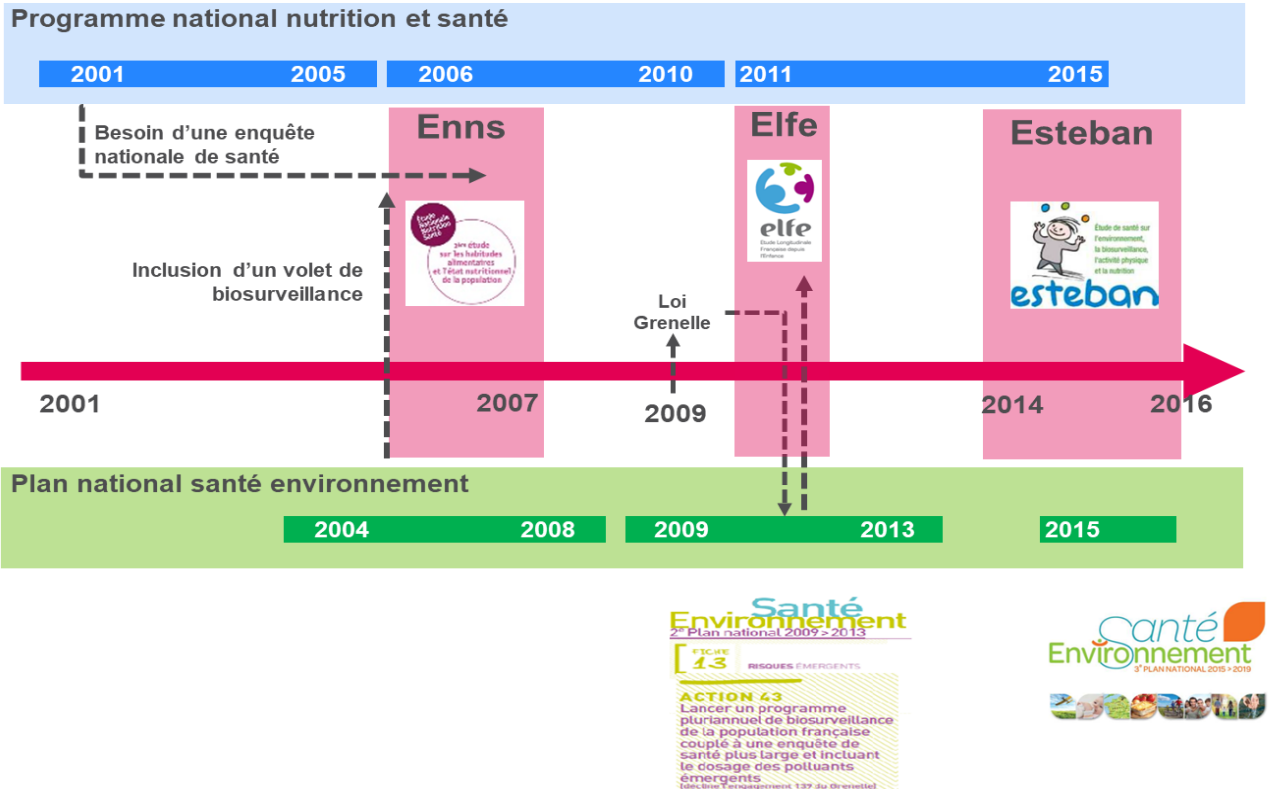


Figure 1 : Chronologie des études en population générale constituant le programme national de biosurveillance

2) Synthèse bibliographique des données de biosurveillance relatives aux PFAS en France, en Europe et à l'international

Dans ce paragraphe sont présentés les données bibliographiques sur les résultats des composés perfluorés, actualisées depuis la parution du rapport Esteban en septembre 2019 [2]. Pour actualiser cette synthèse bibliographique, seules les enquêtes similaires à Esteban c'est-à-dire des enquêtes nationales en population générale sur un échantillon représentatif ont fait l'objet de cette mise à jour. Les mots clés utilisés pour mener cette recherche essentiellement *via* pubMed étaient : PFAS, PFOA, PFOS, perfluoroalkyl substances, human biomonitoring, general population, HBM4EU.

Les principaux résultats publiés depuis l'étude Esteban sont issus d'études de biosurveillance menés en Europe, aux États-Unis et au Canada. Il s'agit :

- **Au Canada** : des cycles 5 (2016-2017) et 6 (2018-2019) de l'enquête canadienne sur les mesures de la santé ECMS auprès d'enfants et d'adultes.
- **Aux Etats Unis** : du cycle 2017-2018 de Nhanes (National Health and Nutrition Examination Survey) aussi bien chez les enfants que chez les adultes
- **En Allemagne** : de l'enquête GerES V (The German Environmental Survey) (2014-2017) auprès d'enfants âgés de 3 à 17 ans.

- **En Belgique** : de FLEHS IV (The Flemish Environment and Health Study) en 2017-2018 chez les enfants et en Flandre et Wallonie en 2015 chez les adultes
- **En Slovénie** : d'une enquête de biosurveillance en 2018 chez les enfants.
- **En Suède** : The Bergen Growth Study en 2016 chez les enfants

Tous les résultats sont présentés dans les tableaux ci-dessous pour la population des enfants (Tableau 2) et pour celle des adultes (Tableau 3). Les nouveaux résultats concernent essentiellement la population des enfants et sont notés en couleur dans les tableaux.

Pour chaque PFAS, nous avons présenté les résultats en deux parties. La partie supérieure concerne les résultats contemporains ou disponibles lorsque les résultats de l'étude Esteban ont été publiés et pour lesquels, une comparaison entre pays a pu être effectuée. La partie inférieure présente les résultats des études plus récentes.

Chez les enfants, les concentrations moyennes en PFAS étaient généralement similaires en France à celles retrouvées à l'étranger pour des études contemporaines. Les dernières données montrent une tendance temporelle à la diminution des PFAS étudiés dans les pays nord-américains. En effet, d'après les derniers cycles de l'étude Nhanes, est observée une diminution des PFAS sériques sauf pour le PFDA qui semble assez stable voire en augmentation ces dernières années après l'interdiction des PFAS à longue chaîne [7].

Chez les adultes, concernant le PFOS et le PFHpS, les concentrations moyennes en France d'après l'étude Esteban étaient inférieures à celles observées aux Etats-Unis et au Canada.
Pour les autres PFAS, les concentrations moyennes en France étaient assez similaires à celles mesurées aux études contemporaines à l'étranger.

Par ailleurs, précédemment au projet européen PARC[65] qui a débuté en mai 2022, le projet HBM4EU avait été déployé et avait permis d'aboutir à des premières mesures de PFAS au niveau européen chez les adolescents [8]. Il avait mis en lumière que :

- les moyennes étaient plus élevées dans le nord et l'ouest de l'Europe,
- les garçons étaient plus imprégnés aux 4 PFAS les plus quantifiés,
- les adolescents avec un niveau d'éducation plus élevé avaient tendance à être plus imprégnés,
- la consommation de poissons et produits de la mer, au moins deux fois par semaine était associée à une augmentation de 21 % des concentrations de PFOS et de 20 % de PFNA,
- la consommation d'alimentation locale au moins deux fois par semaine contribuait à une augmentation des concentrations en PFOS,
- les concentrations en PFOS étaient augmentées chez les participants consommant des abats.

En ce qui concerne l'exposition aux PFAS pour la population des travailleurs, deux articles présentant des revues de la littérature ont été publiés sur l'exposition professionnelle aux PFAS depuis la parution du rapport Esteban [9, 10]. Ces deux articles montrent que les données d'exposition professionnelle aux PFAS sont assez limitées.
En effet, les données disponibles concernent principalement les pompiers, les « farteurs de ski » ainsi que les travailleurs de la chimie fluorée. Or il existe d'autres professions et industries dans lesquelles les travailleurs peuvent être exposés aux PFAS [11]**.** Parmi elles, le chromage, la

[65] Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals | Parc (eu-parc.eu)

fabrication du papier, le cirage des planchers et les textiles sont particulièrement préoccupantes pour l'exposition des travailleurs.

Une étude s'est spécifiquement intéressée à l'exposition aux substances perfluoroalkylées (PFAS) chez les travailleurs de différents secteurs industriels exposés au chrome hexavalent (Cr(VI)) [12]. Des différences significatives d'exposition ont été observées entre les travailleurs exposés au chrome et les témoins pour les acides perfluoroalkylsulfoniques, en particulier pour l'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS).

Une autre limite des études actuellement disponibles sur l'exposition des travailleurs aux PFAS est le nombre et la variété de PFAS analysés. En effet, seuls quelques PFAS sont analysés dans ces études alors que l'exposition des travailleurs à un éventail beaucoup plus large de PFAS est suspectée.

Tableau 2 : Comparaison des concentrations sériques moyennes en composés perfluorés (en µg/L) observées chez les enfants en France et à l'étranger

Pays/ étude	Année	Population	N	Matrice	%>LOQ ou %>LOD	LOD (µg/L)	LOQ (µg/L)	MG (µg/L)	P95 (µg/L)
PFOA									
France - Esteban	**2014-2016**	**6 -17 ans**	**249**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	0,02	0,05	**1,56**	2,76
Italie (Sicile) [13]	2016	6-11 ans	61	Sérum	87 (LOQ)	0,374	0,3	2,0 (Med)	2,64 (P75)
Suède Bergen Growth Study 2 [14]	**2016**	**6-16 ans**	**1094**	**Sérum**	**100 (LOQ)**		**0,05**	**1,37**	**2,60 (P97,5)**
Canada ECMS (cycle 2) [15]	2009-2011	12-19 ans	507	Plasma	100 (LOD)	0,10	ND	2,10	4,10
Etats-Unis, Nhanes ǂ [16]	2015-2016	12-19 ans	353	Sérum	ND	ND	ND	1,25	2,47
Australie ** [17]	2016-2017	5-15 ans	4 pools	Sérum			0,09	1,92 (MA)	4,00
Corée (Sud) [18]	2012	5-13 ans	120	Sérum	100 (LOD)	0,182		5,15	ND
Belgique Flehs IV [19]	**2017-2018**	**14-15 ans**	**410**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	**-**	**0,2**	**1,03**	**1,80**
Allemagne GerES V [20]	**2014-2017**	**3-17 ans**	**1109**	**Plasma**	**86 (LOQ)**	**-**	**0,50**	**1,12**	**3,24**
Slovénie [21]	**2018**	**7-15 ans**	**225**	**Sérum**			**0,07**	**0,96**	**1,60**
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**12-19 ans**	**527**	**Plasma**	**100 (LOD)**	**0,066**	**ND**	**1,10**	**1,90**
Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**12-19 ans**	**508**	**Plasma**	**100 (LOD)**	**0,066**	**ND**	**0,96**	**1,80**

Etats Unis, Nhanes ǂ [16]	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,1**	**ND**	**1,18**	**2,37**
Etats Unis, Nhanes (n-PFOA)* [16]**	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,1**	**ND**	**1,09**	**2,30**
Etats Unis, Nhanes (Sb-PFOA)** [16]**	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,1**	**ND**	**NC**	**0,20**
PFNA									
France - Esteban	**2014-2016**	**6 -17 ans**	**249**	**Sérum**	**99,60 (LOQ)**	0,05	0,20	**0,61**	1,35
Italie (Sicile) [13]	2016	6-11 ans	61	Sérum	100 (LOQ)	0,194	0,1	<LOQ	0,87 (P75)
Suède Bergen Growth Study 2 [14]	**2016**	**6-16 ans**	**1094**	**Sérum**	**100 (LOQ)**		**0,05**	**0,68**	**1,93 (P97,5)**
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-19 ans	507	Plasma	98,82 (LOD)	0,20	ND	0,71	1,70
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	12-19 ans	353	Sérum	ND	0,10	ND	0,48	1,20
Australie [17]	2016-2017	5-15 ans	4 pools	Sérum			0,09	0,38 (MA)	0,9
Corée (Sud) [18]	2012	5-13 ans	120	Sérum	78 (LOD)	0,230		1,72	ND
Belgique Flehs IV [19]	**2017-2018**	**14-15 ans**	**410**	**Sérum**	**82,2 (LOQ)**	**-**	**0,2**	**0,31**	**0,70**
Allemagne GerES V [20]	**2014-2017**	**3-17 ans**	**1109**	**Plasma**	**10 (LOQ)**	**-**	**0,50**	**< LOQ**	**0,66**
Slovénie [21]	**2018**	**7-15 ans**	**225**	**Sérum**			**0,01**	**0,27**	**0,50**
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**12-19 ans**	**494**	**Plasma**	**99,4 (LOD)**	**0,13**	**ND**	**0,41**	**1,50**

Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**12-19 ans**	**474**	**Plasma**	**96,8 (LOD)**	**0,13**	**ND**	**0,34**	**0,90**
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,35**	**1,20**
PFDA									
France - Esteban	**2014-2016**	**6 -17 ans**	**249**	**Sérum**	**71,08 (LOQ)**	0,05	0,20	**0,24**	0,55
Italie (Sicile) [13]	2016	6-11 ans	61	Sérum	67,9 (LOQ)	0,296	0,2	0,36 (Med)	0,41 (P75)
Suède Bergen Growth Study 2 [14]	**2016**	**6-16 ans**	**1082**	**Sérum**	**99 (LOQ)**		**0,05**	**0,15**	**0,36 (P97,5)**
Canada ECMS (Cycle 2) **[15]**	2009-2011	12-19 ans	507	Plasma	73,57 (LOD)	0,10	ND	0,15	0,39
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	12-19 ans	353	Sérum	ND	0,10	ND	NC	0,30
Australie ** [17]	2016-2017	5-15 ans	4 pools	Sérum			0,09	0,24 (MA)	0,60
Corée (Sud) [18]	2012	5-13 ans	120	Sérum	90 (LOD)	0,063		0,60	ND
Belgique Flehs IV [19]	**2017-2018**	**14-15 ans**	**410**	**Sérum**	**42,2 (LOQ)**	**-**	**0,2**	**NC**	**0,49**
Allemagne GerES V [20]	**2014-2017**	**3-17 ans**	**1109**	**Plasma**	**10 (LOQ)**	**-**	**0,25**	**< LOQ**	**0,35**
Slovénie [21]	**2018**	**7-15 ans**	**225**	**Sérum**			**0,01**	**0,16**	**0,32**
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**12-19 ans**	**474**	**Plasma**	**86,7 (LOD)**	**0,092**	**ND**	**0,13**	**0,34**
Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**12-19 ans**	**486**	**Plasma**	**46,6 (LOD)**	**0,092**	**ND**	**NC**	**0,28**

Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,15**	**0,40**
PFUnA									
France - Esteban	**2014-2016**	**6 -17 ans**	**249**	**Sérum**	**95,6 (LOQ)**	0,02	0,05	**0,12**	0,29
Italie (Sicile) [13]	2016	6-11 ans	61	Sérum	30,3 (LOQ)	0,087	0,1	< LOQ	0,25 (P75)
Suède Bergen Growth Study 2 [14]	**2016**	**6-16 ans**	**976**	**Sérum**	**89 (LOQ)**		**0,05**	**0,11**	**0,32 (P97,5)**
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-19 ans	506	Plasma	41,70 (LOD)	0,09	ND	NC	0,30
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	12-19 ans	353	Sérum	ND	0,10	ND	NC	0,20
Corée (Sud) [18]	2012	5-13 ans	120	Sérum	100 (LOD)	0,068		0,75	
Belgique Flehs IV [19]	**2017-2018**	**14-15 ans**	**410**	**Sérum**	**7,6 (LOQ)**	**-**	**0,2**	**NC**	**<LOQ**
Slovénie [21]	**2018**	**7-15 ans**	**225**	**Sérum**			**0.01**	**0,04**	**0,11**
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**NC**	**0,20**
PFHxS									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**99,6 (LOQ)**	0,05	0,19	**0,79**	2,26
Italie (Sicile) [13]	2016	6-11 ans	61	Sérum	99,6 (LOQ)	0,167	0,1	0,42 (Med)	0,58 (P75)
Suède Bergen Growth Study 2 [14]	**2016**	**6-16 ans**	**1094**	**Sérum**	**100 (LOQ)**		**0,05**	**0,49**	**1,64 (P97,5)**
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-19 ans	506	Plasma	99,01 (LOD)	0,20	ND	1,90	11,00

Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	12-19 ans	353	Sérum	ND	0,10	ND	0,90	3,10
Australie ** [17]	2016-2017	5-15 ans	4 pools	Sérum			0,09	1,55 (MA)	4,20
Corée (Sud) [18]	2012	5-13 ans	120	Sérum	100 (LOD)	0,066		1,13	ND
Belgique Flehs IV [19]	**2017-2018**	**14-15 ans**	**410**	**Sérum**	**96,6 (LOQ)**	**-**	**0,2**	**0,48**	**1,30**
Allemagne GerES V [20]	**2014-2017**	**3-17 ans**	**1109**	**Plasma**	**74 (LOQ)**	**-**	**0,25**	**0,36**	**1,26**
Slovénie [21]	**2018**	**7-15 ans**	**225**	**Sérum**			**0,01**	**0,23**	**0,39**
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**12-19 ans**	**527**	**Plasma**	**100 (LOD)**	**0,063**	**ND**	**0,69**	**3,60**
Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**12-19 ans**	**508**	**Plasma**	**99,8 (LOD)**	**0,063**	**ND**	**0,53**	**1,80**
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,87**	**3,40**
PFOS									
France - Esteban	**2014-2016**	**6 -17 ans**	**249**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	0,03	0,10	**2,22**	6,12
Italie (Sicile) [13]	2016	6-11 ans	61	Sérum	100 (LOQ)	0,236	0,2	2,36 (Med)	2,97 (P75)
Suède Bergen Growth Study 2 [14]	**2016**	**6-16 ans**	**1094**	**Sérum**	**100 (LOQ)**		**0,05**	**2,67**	**6,83 (P97,5)**
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-19 ans	507	Plasma	99,80 (LOD)	0,30	ND	4,60	11,00
Etats-Unis, Nhanes ǂ [16]	2015-2016	12-19 ans	353	Sérum	ND	ND	ND	2,94	6,60

Australie ** [17]	2016-2017	5-15 ans	4 pools	Sérum			0,09	2,39 (MA)	5,70
Corée (Sud) [18]	2012	5-13 ans	120	Sérum	100 (LOD)	0,076		6,58	ND
Belgique Flehs IV [19]	**2017-2018**	**14-15 ans**	**410**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	**-**	**0,2**	**2,16**	**7,30**
Allemagne GerES V [20]	**2014-2017**	**3-17 ans**	**1109**	**Plasma**	**100 (LOQ)**	**-**	**0,25**	**2,49**	**6,00**
Slovénie [21]	**2018**	**7-15 ans**	**225**	**Sérum**			**0,09**	**1,69**	**4,11**
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**12-19 ans**	**526**	**Plasma**	**100 (LOD)**	**0,43**	**ND**	**1,90**	**3,90**
Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**12-19 ans**	**508**	**Plasma**	**99,7 (LOD)**	**0,43**	**ND**	**1,60**	**3,60**
Etats Unis, Nhanes ǂ [16]	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**2,68**	**7,30**
Etats Unis, Nhanes (n-PFOA)* [16]**	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**1,92**	**5,70**
n-MeFOSAA									
France - Esteban	**2014-2016**	**6 -17 ans**	**249**	**Sérum**	**21,3 (LOQ)**	0,02	0,05	**NC**	0,13
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	12-19 ans	353	Sérum	ND	0,10	ND	NC	0,60
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**12-19 ans**	**313**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,14**	**0,50**

ǂ *PFOA et PFOS obtenus par la somme des isomères*
NC=Non calculé en raison du taux de censure trop élevé
ND = Non disponible car non étudié ou non disponible dans l'étude citée
ND (1) = Non détecté
Med=Médiane
MA=Moyenne arithmétique

*** pool de 100 sérums individuels chacun ; PFOS linéaire.*

***** PFOA (n-PFOA) uniquement la forme linéaire, Idem pour PFOS**

****** PFOA (Sb-PFOA) isomère branchée uniquement**

Tableau 3 : Comparaison des concentrations sériques moyennes en composés perfluorés (en µg/L) observées chez les adultes en France et à l'étranger

Pays/ étude	Année	Population	N	Matrice	%>LOQ ou %>LOD	LOD (µg/L)	LOQ (µg/L)	MG (µg/L)	P95 (µg/L)
PFOA									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	0,02	0,05	**2,08**	5,26
France -Volet périnatal Elfe* [22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	100 (LOQ)	0,05	0,15	1,49	3,70
France PCB-ICAR [23]	2009	18-75 ans	478	Sérum			0,01-0,7	3,9	8,6
Espagne - BioAmbient.Es [24]	2009-2010	18-65 ans	755	Sérum	100 (LOQ)	ND	0,16-0,34	1,99	5,48
Belgique [25]	**2015**	**18-76 ans**	**242**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	**-**	**0,5**	**1,91 (P50)**	**4,72**
Allemagne Site A [26]	2015	18-67 ans	26	Plasma	100 (LOQ)	ND	0,40	26,90	85,80
Allemagne Site B [26]	2015	18-67 ans	50	Plasma	100 (LOQ)	ND	0,40	2,80	8,50
Allemagne Site C [26]	2016	18-67 ans	158	Plasma	100 (LOQ)	ND	0,40	1,20	2,40
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	100 (LOD)	ND	0,013	0,72	ND
Canada ECMS (cycle 2) [15]	2009-2011	20-79 ans	1524	Plasma	100 (LOD)	0,10	ND	2,30	5,30
Etats-Unis, Nhanes ǂ [16]	2015-2016	≥20 ans	1940	Sérum	ND	ND	ND	1,60	4,27
Chine, Henan [28]	2011	0-88 ans	133	Sérum	100 (LOD)	0,02	ND	1,43 (Med)	
Australie ** [17]	2016-2017	46-60 ans	4 pools	Sérum			0,05-0,56	1,84 (MA)	3,90
Nouvelle Zélande [29]	2011-2013	19-64 ans	734 (63 pools)	Sérum	100 (LOD)			2,40	
Corée du Sud [30]	2009-2010	18-69 ans	1874	Sérum	96,4 (LOD)	0,15	ND	2,85	8,82
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**20-79 ans**	**1055**	**Plasma**	**100 (LOD)**	**0,066**	**ND**	**1,30**	**3,20**

Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**20-79 ans**	**1019**	**Plasma**	**100 (LOD)**	**0,066**	**ND**	**1,20**	**2,90**
Etats Unis, Nhanes ǂ [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**ND**	**ND**	**1,45**	**3,87**
Etats Unis, Nhanes (n-PFOA)* [16]**	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,1**	**ND**	**1,36**	**3,80**
Etats Unis, Nhanes (Sb-PFOA)** [16]**	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,1**	**ND**	**NC**	**0,20**
PFNA									
France - Esteban	**2014-2016**	**18-74 ans**	**744**	**Sérum**	**99,5 (LOQ)**	0,05	0,20	**0,80**	1,91
France -Volet périnatal Elfe* [22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	100 (LOQ)	0,05	0,15	0,52	1,34
France PCB-ICAR [23]	2009	18-75 ans	478	Sérum			0,01-0,7	1,4	3,5
Espagne - BioAmbient.Es [24]	2009-2010	18-65 ans	755	Sérum	99,9 (LOQ)	ND	0,16-0,34	0,96	2,44
Belgique [25]	**2015**	**18-76 ans**	**242**	**Sérum**	**99,6 (LOQ)**	**-**	**0,1**	**0,54 (P50)**	**1,41**
Allemagne Site A [26]	2015	18-67 ans	26	Plasma	61,5 (LOQ)	ND	0,40	0,70	3,00
Allemagne Site B [26]	2015	18-67 ans	50	Plasma	60,0 (LOQ)	ND	0,40	0,50	0,90
Allemagne Site C [26]	2016	18-67 ans	158	Plasma	56,3 (LOQ)	ND	0,40	0,40	0,80
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	99,7 (LOD)	ND	0,013	0,30	ND
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-79 ans	1524	Plasma	98,95 (LOD)	0,20	ND	0,82	1,90
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	≥20 ans	1640	Sérum	ND	0,10	ND	0,59	1,90
Chine, Henan [28]	2011	0-88 ans	133	Sérum	95,7 (LOD)	0,04	ND	0,37 (Med)	
Australie [17]	2016-2017	46-60 ans	4 pools	Sérum				0,47 (MA)	1,1
Nouvelle Zélande [29]	2011-2013	19-64 ans	734 (63 pools)	Sérum	87 (LOD)			0,66	
Corée du Sud [30]	2009-2010	18-69 ans	1874	Sérum	83,1 (LOD)	0,08	ND	0,97	4,88
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**12-79 ans**	**1497**	**Plasma**	**98,8 (LOD)**	**0,13**	**ND**	**0,51**	**1,50**

Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**12-79 ans**	**1457**	**Plasma**	**98,4 (LOD)**	**0,13**	**ND**	**0,44**	**1,20**
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,42**	**1,40**
PFDA									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**89,20 (LOQ)**	0,05	0,20	**0,34**	0,78
France -Volet périnatal Elfe*[22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	67,9 (LOQ)	0,07	0,21	0,26	0,76
France PCB-ICAR [23]	2009	18-75 ans	478	Sérum			0,01-0,7	0,6	1,8
Espagne - BioAmbient.Es [24]	2009-2010	18-65 ans	755	Sérum	86,4 (LOQ)	ND	0,16-0,34	0,42	0,99
Belgique [25]	**2015**	**18-76 ans**	**242**	**Sérum**	**85,1 (LOQ)**	**-**	**0,15**	**0,29 (P50)**	**0,82**
Allemagne Site A [26]	2015	18-67 ans	26	Plasma	30,8 (LOQ)	ND	0,40	<0,4 (Med)	3,10
Allemagne Site B [26]	2015	18-67 ans	50	Plasma	14,0 (LOQ)	ND	0,40	0,30	1,50
Allemagne Site C [26]	2016	18-67 ans	158	Plasma	1,9 (LOQ)	ND	0,40	NC	NC
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	100 (LOD)	ND	0,013	0,41	ND
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-79 ans	1524	Plasma	78,41 (LOD)	0,10	ND	0,20	0,66
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	≥20 ans	1640	Sérum	ND	0,10	ND	0,16	0,70
Chine, Henan [28]	2011	0-88 ans	133	Sérum	82,7 (LOD)	0,04	ND	0,19 (Med)	
Australie ** [17]	2016-2017	46-60 ans	4 pools	Sérum				0,27 (MA)	0,70
Corée du Sud [30]	2009-2010	18-69 ans	1874	Sérum	98,0 (LOD)	0,14	ND	2,17	4,43
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**12-79 ans**	**1450**	**Plasma**	**91,4 (LOD)**	**0,092**	**ND**	**0,18**	**0,65**
Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**12-79 ans**	**1427**	**Plasma**	**69,0 (LOD)**	**0,092**	**ND**	**0,12**	**0,51**
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,20**	**0,60**
PFUnA									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**99,5 (LOQ)**	0,02	0,05	**0,17**	0,42

France -Volet périnatal Elfe* [22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	30,3 (LOQ)	0,06	0,18	NC	0,36
Belgique [25]	**2015**	**18-76 ans**	**242**	**Sérum**	**64,9 (LOQ)**	**-**	**0,1**	**0,13 (P50)**	**0,38**
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	96,0 (LOD)	ND	0,013	0,055	ND
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-79 ans	1522	Plasma	60,71 (LOD)	0,09	ND	0,12	0,56
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	≥20 ans	1640	Sérum	ND	0,10	ND	NC	0,40
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,13**	**0,40**
PFDoA									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**22,31 (LOQ)**	0,02	0,05	**NC**	0,08
France -Volet périnatal Elfe* [22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	0,4 (LOQ)	0,10	0,30	<LOD	<LOD
Allemagne Site A [26]	2015	18-67 ans	26	Plasma	7,7 (LOQ)	ND	0,40	<LOQ	<0,4
Allemagne Site B [26]	2015	18-67 ans	50	Plasma	0,0 (LOQ)	ND	0,40	<LOQ	<LOQ
Allemagne Site C [26]	2016	18-67 ans	158	Plasma	0,0 (LOQ)	ND	0,40	<LOQ	<LOQ
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	47,3 (LOD)	ND	0,013	NC	NC
Etats-Unis, Nhanes, [16]	2015-2016	≥20 ans	1640	Sérum	ND	0,10	ND	NC	< LOD
Chine, Henan [28]	2011	0-88 ans	133	Sérum	34,6 (LOD)	0,05	ND	0,03 (Med)	
PFHxS									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**99,6 (LOQ)**	0,05	0,19	**1,37**	3,42
France -Volet périnatal Elfe*[22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	99,6 (LOQ)	0,05	0,15	0,74	2,10
France PCB-ICAR [23]	2009	18-75 ans	478	Sérum			0,01-0,7	2,3	7,0
Espagne - BioAmbient.Es [24]	2009-2010	18-65 ans	755	Sérum	84,8 (LOQ)	ND	0,16-0,34	0,91	2,84
Belgique [25]	**2015**	**18-76 ans**	**242**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	**-**	**0,1**	**1,07 (P50)**	**2,73**
Allemagne Site A [26]	2015	18-67 ans	26	Plasma	76,9 (LOQ)	ND	0,20	0,40	0,90

Allemagne Site B [26]	2015	18-67 ans	50	Plasma	88,0 (LOQ)	ND	0,20	0,40	0,80
Allemagne Site C [26]	2016	18-67 ans	158	Plasma	98,1 (LOQ)	ND	0,20	0,70	1,50
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	100 (LOD)	ND	0,006	0,17	ND
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-79 ans	1015	Plasma	98,75 (LOD)	0,20	ND	1,80	8,90
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	≥20 ans	1640	Sérum	ND	0,10	ND	1,22	5,00
Chine, Henan [28]	2011	0-88 ans	133	Sérum	26,3 (LOD)	0,10	ND	0,05 (Med)	
Australie ** [17]	2016-2017	46-60 ans	4 pools	Sérum				2,11 (MA)	5,70
Nouvelle Zélande [29]	2011-2013	19-64 ans	734 (63 pools)	Sérum	84 (LOD)			1,00	
Corée du Sud [30]	2009-2010	18-69 ans	1874	Sérum	69,3 (LOD)	0,05	ND	0,49	4,87
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**20-79 ans**	**1057**	**Plasma**	**99,6 (LOD)**	**0,063**	**ND**	**0,98**	**5,80**
Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**20-79 ans**	**1020**	**Plasma**	**99,6 (LOD)**	**0,063**	**ND**	**0,83**	**4,10**
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**1,11**	**3,80**
PFHpS									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**53,4 (LOQ)**	0,05	0,19	**0,18**	0,48
France -Volet périnatal Elfe* [22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	7,2 (LOQ)	0,07	0,21	NC	0,24
France PCB-ICAR [23]	2009	18-75 ans	478	Sérum			0,01-0,7	0,6	2,2
Corée du Sud [30]	2009-2010	18-69 ans	1874	Sérum	19,3 (LOD)	0,05	ND	0,05	1,26
Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1404**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,23**	**1,00**
PFOS									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	0,03	0,10	**4,03**	13,54
France -Volet périnatal Elfe* [22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	100 (LOQ)	0,05	0,15	3,07	7,85
France PCB-ICAR [23]	2009	18-75 ans	478	Sérum			0,01-0,7	13,4	56,7

Espagne - BioAmbient.Es [24]	2009-2010	18-65 ans	755	Sérum	99,7 (LOQ)	ND	0,16-0,34	7,67	19,33
Belgique [25]	**2015**	**18-76 ans**	**242**	**Sérum**	**100 (LOQ)**	**-**	**0,5**	**4,30 (P50)**	**11,80**
Allemagne Site A [26]	2015	18-67 ans	26	Plasma	100 (LOQ)	ND	0,10	3,30	13,50
Allemagne Site B [26]	2015	18-67 ans	50	Plasma	100 (LOQ)	ND	0,10	2,70	8,90
Allemagne Site C [26]	2016	18-67 ans	158	Plasma	100 (LOQ)	ND	0,10	2,60	6,40
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	100 (LOD)	ND	0,004	2,29	ND
Canada ECMS (Cycle 2) [15]	2009-2011	12-79 ans	1524	Plasma	99,67 (LOD)	0,30	ND	6,50	19,00
Etats-Unis, Nhanes ǂ [16]	2015-2016	≥20 ans	1640	Sérum	ND	ND	ND	5,02	19,10
Chine, Henan [28]	2011	0-88 ans	133	Sérum	100 (LOD)	0,05	ND	1,47 (Med)	
Australie ** [17]	2016-2017	46-60 ans	4 pools	Sérum				4,45 (MA)	10,70
Nouvelle Zélande [29]	2011-2013	19-64 ans	734 (63 pools)	Sérum	100 (LOD)			3,40	
Corée du Sud [30]	2009-2010	18-69 ans	1874	Sérum	99,9 (LOD)	0,18	ND	10,23	23,39
Canada ECMS (cycle 4) [15]	**2016-2017**	**20-79 ans**	**1057**	**Plasma**	**99,9 (LOD)**	**0,43**	**ND**	**3,40**	**13,00**
Canada ECMS (cycle 6) [15]	**2018-2019**	**20-79 ans**	**1020**	**Plasma**	**99,63 (LOD)**	**0,43**	**ND**	**2,90**	**8,60**
Etats Unis, Nhanes ǂ [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**ND**	**ND**	**4,50**	**15,1**
Etats Unis, Nhanes (n-PFOA)* [16]**	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,1**	**ND**	**3,11**	**11,00**
n-MeFOSAA									
France - Esteban	**2014-2016**	**18 -74 ans**	**744**	**Sérum**	**24,60 (LOQ)**	0,02	0,05	**NC**	0,13
France -Volet périnatal Elfe* [22]	2011	18-44 ans	277	Sérum	1,4 (LOQ)	0,10	0,30	NC	<LOD
Espagne - BioAmbient.Es [24]	2009-2010	18-65 ans	755	Sérum	3,3 (LOQ)	ND	0,16-0,34	<LOQ	<LOQ
République Tchèque [27]	2015	18-65 ans	300	Sérum	ND (1)	ND	-	-	-
Etats-Unis, Nhanes [16]	2015-2016	≥20 ans	1640	Sérum	ND	0,10	ND	NC	0,60

Etats Unis, Nhanes [16]	**2017-2018**	**≥20 ans**	**1616**	**Sérum**	**ND**	**0,10**	**ND**	**0,13**	**0,60**

Elfe : Femmes enceintes*
‡ PFOA et PFOS obtenus par la somme des isomères
NC=Non calculé en raison du taux de censure trop élevé
ND = Non disponible car non étudié ou non disponible dans l'étude citée
ND (1) = Non détecté
Med=Médiane
MA=Moyenne arithmétique
*** pool de 100 sérums individuels chacun ; PFOS linéaire.*

***** PFOA (n-PFOA) uniquement la forme linéaire, Idem pour PFOS**

****** PFOA (Sb-PFOA) isomère branchée uniquement**

Nous avons également souhaité compléter notre synthèse par une mise à jour des valeurs sanitaires disponibles depuis la publication du rapport Esteban.

En 2019, des seuil HBM-II ont été dérivés et sont venus compléter les seuils HBM I élaborés en 2016 présentés ci-dessous :

	Population	PFOA	PFOS	Sources
HBM-I	Population général	2 µg/L (Esteban adulte 55,8%)	5 µg/L(Esteban adulte 40,3%)	(HBM-Commission, 2016). [31]
HBM-II	Femme en âge de procréer	5 µg/L	10 µg/L	Le 17 septembre 2019, la Commission HBM de l'Agence allemande de l'environnement [32]*
	Les autres groupes de population	10 µg/L	20 µg/L	

Pour rappel, le **seuil HBM-I** correspond à la concentration en dessous de laquelle les données scientifiques du moment permettent d'estimer qu'il n'y a pas de risque d'effets défavorables sur la santé. La valeur **HBM-II** représente la concentration en PFAS au-dessus de laquelle il y a un risque accru d'effets défavorables sur la santé chez les individus sensibles de la population générale et, par conséquent, un besoin aigu de mesures de réduction d'exposition et le recours à des soins ou conseils sanitaires. Cette valeur doit être considérée comme un niveau d'action.

Pour les femmes en âge de procréer, des valeurs HBM-II plus basses ont été choisies par la commission de biosurveillance allemande compte tenu de la toxicité de ces composés sur le **développement**, des associations observées dans les études épidémiologiques entre des niveaux élevés de PFOA/PFOS dans le sang et une **fertilité réduite**, ainsi que l'augmentation de l'incidence du **diabète gestationnel** associée aux PFAS.

En 2020, l'EFSA (autorité européenne de sécurité des aliments) a établi une dose hebdomadaire tolérable de 4,4 ng/kg pc par semaine [33] pour la somme du PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS. De cette valeur, l'EFSA a dérivé la concentration sérique de 6,9 µg/L à ne pas dépasser pour la somme de ces 4 PFAS. Dans le projet HBM4EU, 14% des adolescents âgés de 12 à 18 ans dépassaient cette valeur [8].

Aux Etats-Unis, l'ATSDR (Agence du registre des substances toxiques et des maladies) a développé des supports pour informer les professionnels de santé sur les PFAS (sources d'exposition, effets sur la santé…) de façon à les accompagner face aux questions de leurs patients sur ce sujet. Pour compléter ce travail, l'ATSDR a saisi les National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (NASEM) pour élaborer des recommandations plus précises, en termes de dépistage et de suivi médical.

A noter que le comité NASEM s'est appuyé sur les valeurs HBM-I et HBM-II allemandes et la valeur de l'EFSA pour proposer les seuils ci-après. Les recommandations des NASEM ont été publiées en juillet 2022 [34].

PFAS	Seuil d'imprégnation	Recommandations NASEM
∑ de 7 PFAS (PFOA, PFOS, PFDA, PFNA, PFUnDA, PFHxS, MeFOSAA)	**≥ 20 µg/L**	Encourager la réduction de l'exposition, si une source particulière a été identifiée, notamment chez les femmes enceintes • contrôle des lipides (à la recherche d'une dyslipidémie) : dès l'âge de 2 ans, selon les modalités définies pour les enfants et adultes à haut risque A chaque visite médicale : • contrôle de la fonction thyroïdienne (à partir de 18 ans) avec dosage de la TSH • évaluation des signes/symptômes du cancer du rein (à partir de 45 ans), incluant une analyse d'urines • évaluation des signes/symptômes du cancer du testicule (à partir de 15 ans) et de la colite ulcéreuse
	2 - < 20 µg/L	Encourager la réduction de l'exposition, si une source particulière a été identifiée, notamment chez les femmes enceintes • bilan lipidique de contrôle : 1 fois entre l'âge de 9 et 11 ans, puis tous les 4 à 6 ans à partir de 20 ans • contrôle des désordres hypertensifs lors de la grossesse (à chaque visite prénatale) • surveillance du risque de cancer du sein selon les recommandations en vigueur, en fonction de l'âge et des facteurs de risque
	< 2 µg/L	Pas de recommandation particulière

3) une description de la méthode de priorisation des PFAS définie par Santé publique France pour la biosurveillance

Le programme national français de biosurveillance prendra désormais la forme d'une étude par cycle avec la mise en œuvre de l'enquête Albane. Ce changement de schéma d'étude a également entraîné des modifications dans la stratégie de hiérarchisation des biomarqueurs d'exposition préalablement appliquée pour l'étude Esteban et le volet périnatal.

La nouvelle stratégie s'appuie sur un groupe de travail de 12 experts internationaux francophones aux compétences et domaines d'expertise variés, et sur l'application d'une méthode Delphi pour la hiérarchisation des substances. Les décideurs et les parties prenantes ont été pleinement impliqués dans le processus, qui a été conçu pour être à la fois rigoureux et flexible. Le détail de la méthode est disponible en Annexe 1.

La liste des substances prioritaires comprend à la fois des polluants historiques, pour lesquels des données d'exposition de la population française sont déjà disponibles, et des substances émergentes ou pour lesquelles les données d'exposition sont limitées.

Les PFAS ont été priorisés pour le cycle 1 et le cycle 2 de l'enquête Albane.

4) la liste hiérarchisée des PFAS d'intérêt en matière de biosurveillance.

A partir de cette liste de substances prioritaires, une liste de biomarqueurs s'appuyant notamment sur les priorités exprimées par les ministères ainsi que sur l'ensemble des demandes effectuées par les différentes instances lors de la consultation préalable à la démarche de priorisation et une recherche bibliographique, a été proposée par Santé publique France au même groupe de travail qui avait effectué la priorisation des substances. Pour rappel ce groupe de travail se composait de 12 experts ayant des compétences scientifiques complémentaires (exposition, clinique, toxicologie, épidémiologie, biométrologie…) et en majorité membres du conseil scientifique du programme national de biosurveillance.

Lors d'une réunion, les membres du groupe de travail ont étudié la pertinence des couples biomarqueurs/matrices proposés par rapport aux substances mères priorisées.

Pour des raisons de coût et de possibilités analytiques actuelles des laboratoires, la publication d'appel d'offres pour la réalisation d'analyses biologiques incluant la totalité des biomarqueurs pressentis pour chaque famille de substances priorisées, risquerait de conduire à des appels d'offres infructueux (aucun laboratoire en capacité d'analyser un tel nombre de biomarqueurs) ou alors à des coûts d'analyses trop important ce qui limiterait drastiquement le nombre de famille pouvant être analysées. C'est pourquoi une priorisation de biomarqueurs a aussi été réalisée par le groupe de travail. Ces priorités permettront de proposer des options au sein des appels d'offres auprès des laboratoires. En effet, lorsqu'il n'y a pas d'option au sein d'un appel d'offre, si un laboratoire n'est pas en mesure de réaliser l'analyse d'un seul biomarqueur parmi l'ensemble de la liste des biomarqueurs demandés, alors sa candidature est obligatoirement rejetée. La création d'option permet donc d'indiquer quels biomarqueurs sont absolument obligatoires (priorité 1), ceux qui sont fortement souhaités (priorité 2) et ceux qui sont plus exploratoires (priorité 3). L'objectif est d'analyser un maximum de biomarqueurs les plus pertinents possible avec le budget et les volumes de matrices disponible pour le cycle 1 de l'enquête Albane. En priorité 1, ont été retenus les biomarqueurs classés en priorité 1 (obligatoire) dans le cadre de PARC ainsi que les biomarqueurs particulièrement pertinents en terme d'exposition de la population française et/ou de toxicité. En priorité 2, a été sélectionné au moins un biomarqueur par substance priorisée ne figurant pas en priorité 1, et en priorité 3 ont été classés les biomarqueurs de priorité 2 ou 3 dans le cadre de PARC (respectivement recommandé dans PARC et exploratoire dans PARC), non étudiés dans le cadre de la priorisation pour le programme national de biosurveillance et jugés peu prioritaires par le groupe de travail.

Ainsi, vous trouverez ci-après, la liste des biomarqueurs retenus pour les PFAS pour le premier cycle de l'enquête Albane ainsi que leurs classifications en ordre de priorité (Tableau 4).

Tableau 4 : Liste des biomarqueurs d'exposition aux PFAS priorisés pour le cycle 1 de l'enquête Albane.

Groupes de substances priorisés	Matrice	Biomarqueurs de priorité 1	Biomarqueurs de priorité 2	Biomarqueurs de priorité 3
PFAS	Sérum	PFOS (linéaire + ramifié), PFOA (linéaire + ramifié), PFHXs, PFNA, PFBS,PFHpS,	PFBA, PFPeS, PFTrDA, PFDS, PFTeDA, PFHxA, PFHpA, PFHxDA, PFODA, HFPO-DA,PFPeA, PFDoDA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, C6O4,	EtFOSAA, 4:2 FTSA, 8:2 FTSA, 9CL-PF3ONS, Adona, GenX

		PFDA, PFUnDA, 6:2 FTSA, MeFOSAA	EtPFOSA-AcOH, n-MePFOSA-AcOH, PFNS, PFDoDS,	

Une consultation des laboratoires d'analyses sera réalisée en amont des publications des appels d'offres avant d'affiner les priorités (exemple : un biomarqueur en priorité 3 pouvant être analysé en même temps que d'autres biomarqueurs classés priorité 1 sans surcoût pourra alors passer en priorité 1). Il est à noter que 2 biomarqueurs de la famille des PFAS (le PFUnDA et le 6:2 FTSA) ont d'ores et déjà bénéficié d'un passage en priorité 1 afin de permettre une comparabilité avec le projet Perle/PERFAO porté par l'institut éco citoyen autour de Fos sur mer et de l'agglomération Lyonnaise. De la même façon, le PFAS nommé MeFOSAA a bénéficié d'un passage en priorité 1 afin de pouvoir comparer les données d'Albane aux valeurs de dépistage proposées par les National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine NASEM (Etats-Unis).

Bibliographie

1. Dereumeaux C, Guldner L, Saoudi A, Pecheux M, de Crouy-Chanel P, Bérat B, et al. Imprégnation des femmes enceintes par les polluants de l'environnement en France en 2011 : Volet périnatal du programme national de biosurveillance mis en oeuvre au sein de la cohorte Elfe - Tome 1 : polluants organiques. Saint-Maurice : Santé publique France; 2017.
2. Oleko A, Balicco A, Bidondo M-L, Fillol C, Gane J, Saoudi A, et al. Imprégnation de la population française par les composés perfluorés : Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Saint-Maurice : Santé publique France; 2019.
3. Dereumeaux C, Saoudi A, Oleko A, Pecheux M, Vandentorren S, Fillol C, et al. Surveillance biologique de l'exposition des femmes enceintes françaises aux polluants de l'environnement : résultats du volet périnatal du programme national de biosurveillance mis en œuvre au sein de la cohorte Elfe. Toxicologie Analytique et Clinique. 2017;29(4):496-516.
4. Dereumeaux C, Saoudi A, Pecheux M, Berat B, de Crouy Chanel P, Zaros C, et al. Biomarkers of exposure to environmental contaminants in French pregnant women from the Elfe cohort in 2011. Environment international. 2016;97:56-67.
5. Fillol C, Balicco A, Oleko A, Bidondo M-L, Gane J, Saoudi A, et al. Exposition aux polluants du quotidien de la population française en 2014-2016 d'après l'étude Esteban. Bulletin épidémiologique hebdomadaire. 2020(18-19):361-9.
6. Fillol C, Oleko A, Saoudi A, Zeghnoun A, Balicco A, Gane J, et al. Exposure of the French population to bisphenols, phthalates, parabens, glycol ethers, brominated flame retardants, and perfluorinated compounds in 2014-2016: Results from the Esteban study. Environ Int. 2021;147:106340.
7. Sonnenberg NK, Ojewole AE, Ojewole CO, Lucky OP, Kusi J. Trends in Serum Per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Concentrations in Teenagers and Adults, 1999-2018 NHANES. Int J Environ Res Public Health. 2023;20(21).
8. Richterová D, Govarts E, Fábelová L, Rausová K, Rodriguez Martin L, Gilles L, et al. PFAS levels and determinants of variability in exposure in European teenagers - Results from the HBM4EU aligned studies (2014-2021). Int J Hyg Environ Health. 2023;247:114057.
9. Christensen BT, Calkins MM. Occupational exposure to per- and polyfluoroalkyl substances: a scope review of the literature from 1980-2021. J Expo Sci Environ Epidemiol. 2023;33(5):673-86.
10. Lucas K, Gaines LGT, Paris-Davila T, Nylander-French LA. Occupational exposure and serum levels of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review. Am J Ind Med. 2023;66(5):379-92.
11. Gaines LGT, Nylander-French LA. Occupational exposure to PFAS: Research and protection needed. Am J Ind Med. 2023;66(5):424-6.
12. Göen T, Abballe A, Bousoumah R, Godderis L, Iavicoli I, Ingelido AM, et al. HBM4EU chromates study - PFAS exposure in electroplaters and bystanders. Chemosphere. 2024;346:140613.
13. Ledda C, La Torre G, Cina D, Paravizzini G, Vitale E, Pavone P, et al. Serum concentrations of perfluorinated compounds among children living in Sicily (Italy). Toxicol Lett. 2018;298:186-93.
14. Forthun IH, Roelants M, Haug LS, Knutsen HK, Schell LM, Jugessur A, et al. Levels of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in Norwegian children stratified by age and sex - Data from the Bergen Growth Study 2. Int J Hyg Environ Health. 2023;252:114199.

15. Santé Canada. Sixième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 6 (2018 à 2019) [En ligne]. Santé Canada; 2021. 373 p. [consulté le 22/02/2023]. Disponible: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/sixth-report-human-biomonitoring/pub1-fra.pdf
16. CDC. Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances: Surfactants. National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals [En ligne]. Atlanta : U.S. Centers disease for control and prevention.; 2022. 50 p. [consulté le 22/02/2024]. Disponible: https://www.cdc.gov/exposurereport/report/pdf/Perfluoroalkyl%20and%20Polyfluoroalkyl%20Substances%20--%20Surfactants%20NHANES-p.pdf
17. Toms LML, Braunig J, Vijayasarathy S, Phillips S, Hobson P, Aylward LL, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in Australia: Current levels and estimated population reference values for selected compounds. Int J Hyg Environ Health. 2019;222(3):387-94.
18. Kim DH, Lee MY, Oh JE. Perfluorinated compounds in serum and urine samples from children aged 5-13 years in South Korea. Environ Pollut. 2014;192:171-8.
19. Schoeters G, Verheyen VJ, Colles A, Remy S, Martin LR, Govarts E, et al. Internal exposure of Flemish teenagers to environmental pollutants: Results of the Flemish Environment and Health Study 2016-2020 (FLEHS IV). Int J Hyg Environ Health. 2022;242:113972.
20. Duffek A, Conrad A, Kolossa-Gehring M, Lange R, Rucic E, Schulte C, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances in blood plasma - Results of the German Environmental Survey for children and adolescents 2014-2017 (GerES V). Int J Hyg Environ Health. 2020;228:113549.
21. Runkel AA, Stajnko A, Snoj Tratnik J, Mazej D, Horvat M, Přibylová P, et al. Exposure of children and adolescents from Northeastern Slovenia to per- and polyfluoroalkyl substances. Chemosphere. 2023;321:138096.
22. Dereumeaux C, Guldner L, Saoudi A, Pecheux M, Crouy-Chanel (de) P, Bérat B, et al. Imprégnation des femmes enceintes par les polluants de l'environnement en France en 2011. Volet périnatal du programme national de biosurveillance mis en oeuvre au sein de la cohorte Elfe. Tome 1 : polluants organiques. [En ligne]. Saint Maurice : Santé publique France; 2016. 230 p. [consulté le 20/05/2019]. Disponible: http://invs.santepubliquefrance.fr
23. Denys S, Fraize-Frontier S, Moussa O, Le Bizec B, Veyrand B, Volatier JL. Is the fresh water fish consumption a significant determinant of the internal exposure to perfluoroalkylated substances (PFAS)? Toxicol Lett. 2014;231(2):233-8.
24. Bartolome M, Gallego-Pico A, Cutanda F, Huetos O, Esteban M, Perez-Gomez B, et al. Perfluorinated alkyl substances in Spanish adults: Geographical distribution and determinants of exposure. Sci Total Environ. 2017;603-604:352-60.
25. Pirard C, Dufour P, Charlier C. Background contamination of perfluoralkyl substances in a Belgian general population. Toxicol Lett. 2020;333:13-21.
26. Fromme H, Wockner M, Roscher E, Volkel W. ADONA and perfluoroalkylated substances in plasma samples of German blood donors living in South Germany. Int J Hyg Environ Health. 2017;220(2 Pt B):455-60.
27. Sochorova L, Hanzlikova L, Cerna M, Drgacova A, Fialova A, Svarcova A, et al. Perfluorinated alkylated substances and brominated flame retardants in serum of the Czech adult population. Int J Hyg Environ Health. 2017;220(2 Pt A):235-43.

28. Fu Y, Wang T, Wang P, Fu Q, Lu Y. Effects of age, gender and region on serum concentrations of perfluorinated compounds in general population of Henan, China. Chemosphere. 2014;110:104-10.
29. Coakley J, Bridgen P, Mueller J, Douwes J, t Mannetje A. Polybrominated diphenyl ethers and perfluorinated alkyl substances in blood serum of New Zealand adults, 2011-2013. Chemosphere. 2018;208:382-9.
30. Lee JH, Lee CK, Suh CH, Kang HS, Hong CP, Choi SN. Serum concentrations of per- and poly-fluoroalkyl substances and factors associated with exposure in the general adult population in South Korea. Int J Hyg Environ Health. 2017;220(6):1046-54.
31. Apel P, Angerer J, Wilhelm M, Kolossa-Gehring M. New HBM values for emerging substances, inventory of reference and HBM values in force, and working principles of the German Human Biomonitoring Commission. Int J Hyg Environ Health. 2017;220(2 Pt A):152-66.
32. Schümann M, Lilienthal H, Hölzer J. Human biomonitoring (HBM)-II values for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) - Description, derivation and discussion. Regul Toxicol Pharmacol. 2021;121:104868.
33. Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, Del Mazo J, Grasl-Kraupp B, et al. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. Efsa j. 2020;18(9):e06223.
34. National Academies of Sciences E, Medicine. Guidance on PFAS Exposure, Testing, and Clinical Follow-Up. Washington, DC : The National Academies Press; 2022. Disponible: https://nap.nationalacademies.org/catalog/26156/guidance-on-pfas-exposure-testing-and-clinical-follow-up

Annexe 3 : Liste des PFAS à usage phytosanitaire et pharmaceutique

Tableau 1. Liste des PFAs à usage phytosanitaire autorisés en Europe et suivis en France dans les denrées alimentaires et les EDCH.

Substance active	Denrées à la production	EDCH
Beflubutamid	Oui	Oui
Cyflufenamid	Oui	Oui
Cyflumetofen	Oui	Non
Diflufenican	Oui	Oui
Flazasulfuron	Oui	Oui
Flonicamid	Oui	Oui
Fluazifop-P	Oui	Oui
Fluazinam	Oui	Oui
Flubendiamide	Oui	Non
Flufenacet	Oui	Oui
Flumetralin	Oui	Non
Fluometuron	Oui	Oui
Fluopicolide	Oui	Oui
Fluopyram	Oui	Oui
Flurochloridone	Oui	Oui
Flutianil	Oui	Non
Flutolanil	Oui	Oui
Gamma-cyhalothrin	Oui	Oui
Isoxaflutole	Oui	Oui
Lambda-cyhalothrin	Oui	Oui
Mefentrifluconazole	Oui	Oui
Metaflumizone	Oui	Oui
Oxathiapiprolin	Oui	Oui
Oxyfluorfen	Oui	Oui
Penoxsulam	Oui	Oui
Penthiopyrad	Oui	Oui
Picolinafen	Oui	Oui
Prosulfuron	Oui	Oui

Pyridalyl	Oui	Non
Pyroxsulam	Oui	Oui
Sulfoxaflor	Oui	Oui
Tau-fluvalinate	Oui	Oui
Tefluthrin	Oui	Oui
Tembotrione	Oui	Oui
Tetraconazole	Oui	Oui
Trifloxystrobin	Oui	Oui
Tritosulfuron	Oui	Oui

Tableau 2. Liste des PFAs à usage pharmaceutique

Nom	CAS No.	Usage thérapeutique	Nom	CAS No.	Usage thérapeutique	Nom	CAS No.	Usage thérapeutique
perflutren	76-19-7	contrast agent	**quazepam**	36735-22-5	insomnia	**rolapitant**	552292-08-7	antiemetic
perflubron	423-55-2	contrast agent	**radotinib**	926037-48-1	antineoplastic; leukemia	**selinexor**	1393477-72-9	antineoplastic; multiple meyloma
perflubutane	355-25-9	contrast agent	**regorafenib**	755037-03-7	antineoplastic; colorectal cancer, hepatocellular carcinoma	**silodosin**	160970-54-7	benign prostatic hypertrophy
perflexane	355-42-0	contrast agent	**fenfluramine**	458-24-2	anti-obesity agent	**siponimod**	1230487-85-0	Immunomodulator; multiple sclerosis
enflurane	13838-16-9	general anesthetia	**flecainide**	54143-55-4	tachyarrhythmia		486460-32-6	antidiabetic
berotralstat hydrochloride	1809010-52-3	anti-angioedema	**flibanserin**	167933-07-5	antidepressant	**sonidegib**	956697-53-3	antineoplastic; basal cell carcinoma
fulvestrant	129453-61-8	antineoplastic; breast cancer	**floctafenine**	23779-99-9	NSAID	**sorafenib**	284461-73-0	antineoplastic
gemigliptin	911637-19-9	antidiabetic	**flufenamic acid**	530-78-9	NSAID	**tafenoquine**	106635-80-7	antimalarial
desflurane	57041-67-5	general anesthetia	**fluoxetine**	54910-89-3	antidepressant	**talniflumate**	66898-62-2	NSAID; cystic fibrosis, COPD
sevoflurane	28523-86-6	general anesthetia	**flupentixol**	2709-56-0	antipsychotic	**tecovirimat**	869572-92-9	antiviral
halothane	151-67-7	general anesthetia	**fluphenazine**	69-23-8	antipsychotic	**telotristat ethyl**	1033805-22-9	anti-diarrheal
isoflurane	26675-46-7	general anesthetia	**flutamide**	13311-84-7	antineoplastic; prostate cancer	**teriflunomide**	163451-81-8	immunomodulator; multiple sclerosis
alpelisib	1217486-61-7	antineoplastic; leukemia	**fluvoxamine**	54739-18-3	antidepressant	**tipranavir**	174484-41-4	antiretroviral
antrafenine	55300-29-3	NSAID	**fosaprepitant**	172673-20-0	antiemetic	**tolrestat**	82964-04-3	antidiabetic
apalutamide	956104-40-8	antineoplastic; prostate cancer	**fosnetupitant**	1703748-89-3	antiemetic	**travoprost**	157283-68-6	glaucoma; ocular hypertension
aprepitant	170729-80-3	antiemetic	**halazepam**	23092-17-3	anxiolytic	**trifluoperazine**	117-89-5	antipsychotic
bendroflumethiazide	73-48-3	antihypertensive agent	**halofantrine**	69756-53-2	antimalarial	**triflupromazine**	146-54-3	antipsychotic

Nom	CAS No.	Usage thérapeutique	Nom	CAS No.	Usage thérapeutique	Nom	CAS No.	Usage thérapeutique
benfluorex	23602-78-0	hypolipidemic (withdrawn)	**hydroflumethiazide**	135-09-1	antihypertensive agent	**trifluridine**	70-00-8	antineoplastic; colorectal cancer
bicalutamide	90357-06-5	antineoplastic; prostate cancer	**lansoprazole**	103577-45-3	propton pump inhibitor	**triflusal**	322-79-2	anticoagulant
cangrelor	163706-06-7	anticoagulant	**leflunomide**	75706-12-6	rheumatoid arthritis	**ubrogepant**	1374248-77-7	antimigraine agent
celecoxib	169590-42-5	NSAID; arthritis	**letermovir**	917389-32-3	antiviral	**ufenamate**	67330-25-0	anti-inflammatory agent
cinacalcet	226256-56-0	hyperparathyroidism	**lomitapide**	182431-12-5	cholesterol lowering agent	**upadacitinib**	1310726-60-3	rheumatoid arthritis
delamanid	681492-22-8	antibiotic; tuberculosis	**mabuterol**	56341-08-3	asthma	**valrubicin**	56124-62-0	antineoplastic
dexfenfluramine	3239-44-9	weight loss, anorectic (withdrawn)	**mefloquine**	53230-10-7	antimalarial	**inqovi**	1141397-80-9	antineoplastic; leukemia
dexlansoprazole	138530-94-6	proton pump inhibitor	**netupitant**	290297-26-6	antiemetic	**gemcitabine**	95058-81-4	antineoplastic; chemotherapy
doravirine	1338225-97-0	antiretroviral	**niflumic acid**	4394-00-7	NSAID; arthritis	**glecaprevir**	1365970-03-1	antiviral; Hepatitis C
dutasteride	164656-23-9	benign prostatic hypertrophy	**nilotinib**	641571-10-0	antineoplastic; leukemia	**ivosidenib**	1448347-49-6	antineoplastic; leukemia
efavirenz	154598-52-4	antiretroviral	**nilutamide**	63612-50-0	antineoplastic; prostate cancer	**ledipasvir**	1256388-51-8	antiviral; Hepatitis C
elagolix	834153-87-6	Endometriosis, uterine fibroids	**nitisinone**	104206-65-7	hereditary tyrosinemia type 1	**lubiprostone**	136790-76-6	laxative
elexacaftor	2216712-66-0	cystic fibrosis	**oxaflozane**	26629-87-8	antidepressant	**lumacaftor**	936727-05-8	cystic fibrosis
enasidenib	1446502-11-9	antineoplastic; leukemia	**penfluridol**	26864-56-2	antipsychotic	**maraviroc**	376348-65-1	antiretroviral
enzalutamide	915087-33-1	antineoplastic; prostate cancer	**pexidartinib**	1029044-16-3	antineoplastic	**methoxyflurane**	76-38-0	general anesthetia
esaxerenone	1632006-28-0	antihypertensive agent	**polythiazide**	346-18-9	antihypertensive agent	**tafluprost**	209860-87-7	glaucoma; ocular hypertension
etofenamate	30544-47-9	NSAID	**ponatinib**	943319-70-8	antineoplastic; leukemia	**tezacaftor**	1152311-62-0	cystic fibrosis

Nom	CAS No.	Usage thérapeutique	Nom	CAS No.	Usage thérapeutique	Nom	CAS No.	Usage thérapeutique
falecalcitriol	83805-11-2	hypoparathyroidism	**pretomanid**	187235-37-6	antibiotic; tuberculosis	**vinflunine**	162652-95-1	antineoplastic; bladder cancer
			riluzole	1744-22-5	neuroprotective agent (ALS)			

Annexe 4 : Requêtes bibliographiques

Cette annexe présente l'équation de recherche utilisée pour la revue systématique de la littérature, contenant une partie commune à tous les compartiments (à l'exception de la biosurveillance) ainsi qu'une partie spécifique par compartiment. La revue systématique a été réalisée pour tous les compartiments (hors biosurveillance) le 13 novembre 2023 et complétée le 18 juillet 2024 sur PubMed et Scopus.

1. Equation de recherche commune (hors biosurveillance)

(polyfluoroalkyl OR perfluoroalkyl OR pfas or PFASs OR fluorotelomer OR fluoroalkyl* OR perfluor* OR polyfluor* OR fluorinated OR "Perfluorinated compound" OR PFC)

AND

(measure* OR concentrat* OR contamina* OR quality* OR screen* OR sampl* OR exposure OR amount OR level OR quantit* OR quantification OR detect* OR occurrence OR analys* OR analyz* OR degradation OR transformation OR fate OR transport OR monitor*)

AND

(France OR French OR FR)

Période : >2007

2. Equations de recherche spécifiques par compartiment

2.1. Denrées alimentaires

(food OR beverage OR vegetable OR legume OR fruit OR grain OR cereal OR poultry OR chicken OR beef OR turkey OR meat OR egg OR milk OR seafood OR fish* OR shrimp OR prawn OR mollusc OR mollusk OR pork OR bivalve OR shellfish OR livestock OR dairy OR "food for infant" OR "infant formula" OR FCM OR "food contact material" OR foodstuff OR "food product" OR crustacean OR offal OR pig OR sheep OR game OR crop OR packaging)

2.2. Eaux et sédiments

("drinking water" OR "bottled water" OR "tap water" OR "ground water" OR groundwater OR "surface water" OR "swimming water" OR "marine water" OR "coastal water" OR "sea water" OR "stream water" OR "pool water" OR "bathing water" OR "waste water" OR wastewater OR "treated water" OR effluent OR "rain water" OR rainwater OR aquatic OR "subsurface environment*" OR "mineral water" OR "water ice" OR "well water" OR "sparkling water" OR "plain water" OR "clean water" OR "drinkable water" OR "safe water" OR "suspended matter" OR sediment OR river OR aquifer OR lake OR freshwater OR "fresh water" OR "suspended particulate material" OR "suspended solid" OR leachate OR irrigation OR "managed aquifer recharge" OR "artificial aquifer recharge" OR "artificial recharge" OR "spring water" OR "springwater" OR greywater OR "grey water" OR graywater OR "gray water" OR "aqueous" OR water OR solution)

2.3. Biote

((plant OR lichen OR root OR leaf OR "Garden produce" OR {Soil-to-plant}) OR (Biota OR mammal OR organism OR invertebrate OR bioaccumulation OR mussel OR gammarus OR fauna OR worm OR fish))

2.4. Air et poussières

("air pollution" OR "indoor air" OR "ambient air" OR dust OR airborne OR atmosphere OR atmospheric OR inhalation OR "stack emission" OR "air emission" OR "deposition")

2.5. Sol

(sludge OR Biosolid* OR Compost* OR "Organic Waste Product" OR "waste recycling" OR fertilizer OR biochar* OR landfill OR manure OR amendment OR soil)

2.6. Produits de consommation

Article title, abstract, keywords

polyfluoroalkyl OR perfluoroalkyl OR pfas OR pfass OR fluorotelomer OR fluoroalkyl* OR perfluor* OR polyfluor* OR fluorinated OR "Perfluorinated compound" OR pfc

AND Article title, abstract, keywords

measur* OR concentrat* OR screen* OR sampl* OR exposure OR amount OR level AND quantit* OR quantification OR detect* OR occurrence OR analys* OR analyz* OR emission OR composition

AND Article title, abstract, keywords

(consumer AND product*) OR (personal AND hygien*) OR cosmetic* OR textile OR (paint* AND chemical) OR diaper

Sur scopus, étant donné ce faible nombre de références identifiées avec la requête ci-dessus, la requête a été reliée à l'article le plus récent et le plus généraliste afin d'obtenir plus de référence, à savoir celui de Dewapriya et al. de 2023 : « *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in consumer products: Current knowledge and research gap. Journal of Hazardous Materials Letters. 4 November 2023* art. no. 100086*)*

Domaine: chimie et environnement

refined to: limit-to (pubyear , 2024) or limit-to (pubyear , 2023) or limit-to (pubyear , 2022) or limit-to (pubyear , 2021) or limit-to (pubyear , 2020) or limit-to (pubyear , 2019) and (limit-to (subjarea , "chem")) and (limit-to (subjarea , "envi"))

2.7. Biosurveillance

Pour ce compartiment, la recherche a été réalisée le 16 septembre 2025, pour la période octobre 2018-2024, sur PubMed et Scopus puis la sélection a été conduite sur zotero.

2.7.1. Requête sur PubMed et Scopus :

(polyfluoroalkyl OR perfluoroalkyl OR pfas or PFASs OR fluorotelomer OR fluoroalkyl* OR perfluor* OR polyfluor* OR fluorinated OR "Perfluorinated compound" OR PFC)

AND

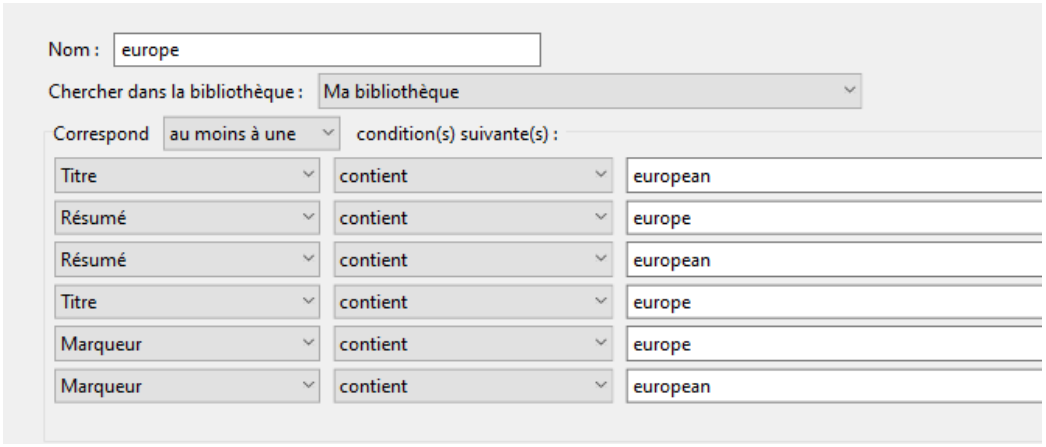
(measure* OR concentrat* OR screen* OR sampl* OR exposure OR amount OR level OR quantit* OR quantification OR detect* OR analys* OR analyz* OR monitor* OR biomarker OR biomonitoring)

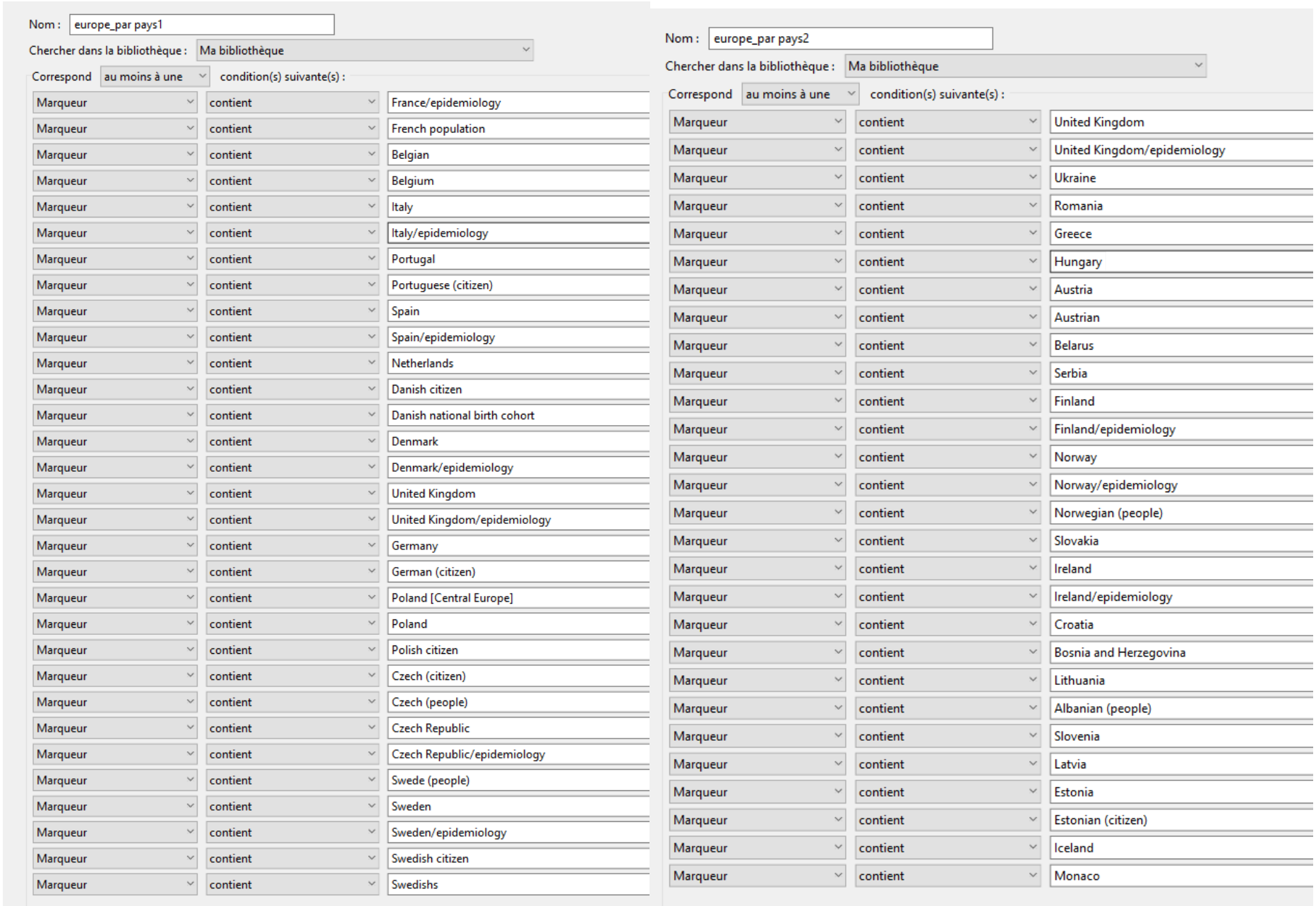
AND

(blood OR serum OR urine)

2.7.2. Sélection sur Zotero

2.7.2.1. Population Générale


Nom : europe
Chercher dans la bibliothèque : Ma bibliothèque
Correspond au moins à une condition(s) suivante(s) :
Titre contient european
Résumé contient europe
Résumé contient european
Titre contient europe
Marqueur contient europe
Marqueur contient european



Nom : europe_par pays1

Chercher dans la bibliothèque : Ma bibliothèque

Correspond au moins à une condition(s) suivante(s) :

Marqueur	contient	France/epidemiology
Marqueur	contient	French population
Marqueur	contient	Belgian
Marqueur	contient	Belgium
Marqueur	contient	Italy
Marqueur	contient	Italy/epidemiology
Marqueur	contient	Portugal
Marqueur	contient	Portuguese (citizen)
Marqueur	contient	Spain
Marqueur	contient	Spain/epidemiology
Marqueur	contient	Netherlands
Marqueur	contient	Danish citizen
Marqueur	contient	Danish national birth cohort
Marqueur	contient	Denmark
Marqueur	contient	Denmark/epidemiology
Marqueur	contient	United Kingdom
Marqueur	contient	United Kingdom/epidemiology
Marqueur	contient	Germany
Marqueur	contient	German (citizen)
Marqueur	contient	Poland [Central Europe]
Marqueur	contient	Poland
Marqueur	contient	Polish citizen
Marqueur	contient	Czech (citizen)
Marqueur	contient	Czech (people)
Marqueur	contient	Czech Republic
Marqueur	contient	Czech Republic/epidemiology
Marqueur	contient	Swede (people)
Marqueur	contient	Sweden
Marqueur	contient	Sweden/epidemiology
Marqueur	contient	Swedish citizen
Marqueur	contient	Swedishs

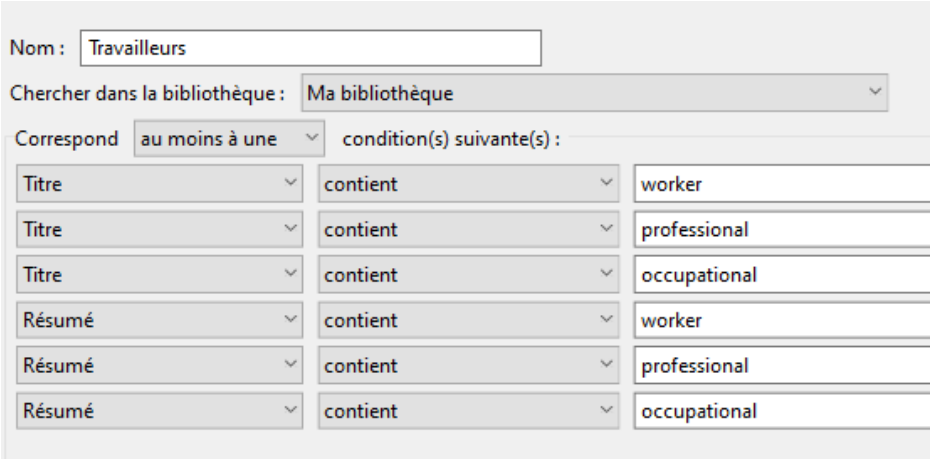
Nom : europe_par pays2

Chercher dans la bibliothèque : Ma bibliothèque

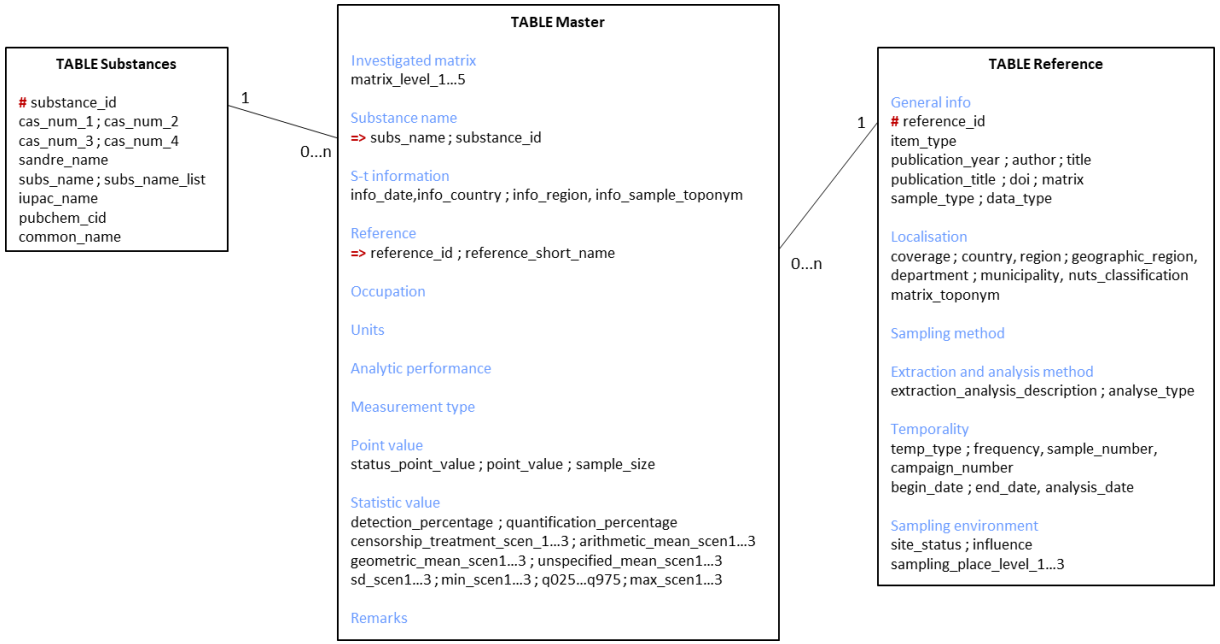
Correspond au moins à une condition(s) suivante(s) :

Marqueur	contient	United Kingdom
Marqueur	contient	United Kingdom/epidemiology
Marqueur	contient	Ukraine
Marqueur	contient	Romania
Marqueur	contient	Greece
Marqueur	contient	Hungary
Marqueur	contient	Austria
Marqueur	contient	Austrian
Marqueur	contient	Belarus
Marqueur	contient	Serbia
Marqueur	contient	Finland
Marqueur	contient	Finland/epidemiology
Marqueur	contient	Norway
Marqueur	contient	Norway/epidemiology
Marqueur	contient	Norwegian (people)
Marqueur	contient	Slovakia
Marqueur	contient	Ireland
Marqueur	contient	Ireland/epidemiology
Marqueur	contient	Croatia
Marqueur	contient	Bosnia and Herzegovina
Marqueur	contient	Lithuania
Marqueur	contient	Albanian (people)
Marqueur	contient	Slovenia
Marqueur	contient	Latvia
Marqueur	contient	Estonia
Marqueur	contient	Estonian (citizen)
Marqueur	contient	Iceland
Marqueur	contient	Monaco

2.7.2.2. Population professionnelle



Annexe 5 : Structure de la base de données pour l'extraction des données



Annexe 6 : Bilan des données transmises par les fédérations pour les produits de consommation [CONFIDENTIELLE]

Annexe 7 : Elimination des PFAS dans les usines de production d'eau potable : étude bibliographique

I. INTRODUCTION

Le contrôle des PFAS dans les EDCH a été introduit par la directive européenne 2020/2184 du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH). Cette directive a fixé une limite de qualité de 0,10 µg.L^{-1} pour la somme de 20 PFAS (dénommée ci-après $\Sigma PFAS_{20}$) dans les EDCH, ainsi qu'une limite de qualité de 0,50 µg.L^{-1} pour le paramètre intitulé « PFAS total » qui vise à intégrer l'ensemble des PFAS mesurables dans l'eau. La transposition de cette directive en droit français a donné lieu à l'arrêté du 30 décembre 2022 qui modifie l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine. L'arrêté du 11 janvier 2007 modifié a fixé pour $\Sigma PFAS_{20}$ des limites de qualité de 2 µg.L^{-1} dans les eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable et de 100 ng.L^{-1} dans les EDCH. La recherche systématique des $PFAS_{20}$ sera intégrée au contrôle sanitaire des EDCH par les Agences régionales de santé à partir du 1er janvier 2026. Toutefois, depuis le 1er janvier 2023, toute situation de dépassement de la nouvelle limite de qualité mise en évidence doit être prise en compte**.**

Les $PFAS_{20}$ pris en compte dans la directive 2020/2184 et l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié comprend 10 acides carboxyliques perfluorés (PFCA) et 10 acides sulfoniques perfluorés (PFSA) possédant quatre à 13 atomes de carbone (Tableau 1).

Tableau 1 : Liste des 20 PFAS ($PFAS_{20}$) pris en compte dans le paramètre $\Sigma PFAS_{20}$.

Nombre d'atomes de C	Acides carboxyliques perfluorés (PFCA)	Acides sulfoniques perfluorés (PFSA)
4	Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)
5	Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)	Acide perfluoropentane sulfonique (PFPeS)
6	Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)
7	Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS)
8	Acide perfluoroctanoïque (PFOA)	Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)
9	Acide perfluorononanoïque (PFNA)	Acide perfluorononane sulfonique (PFNS)
10	Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS)
11	Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA)	Acide perfluoroundécane sulfonique (PFUnDS)
12	Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA)	Acide perfluorododécane sulfonique (PFDoDS)
13	Acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA)	Acide perfluorotridécane sulfonique (PFTrDS)

Ce document présentera les possibilités et les limites des procédés de traitement pour l'élimination des $PFAS_{20}$ dans les usines de production d'eau potable. Bien que la réglementation française actuelle n'ait pas fixé de valeurs seuils pour les PFAS à chaine ultracourte (C1 à C3) et pour les autres PFAS (précurseurs), l'élimination de ces PFAS non réglementés sera ensuite examinée d'une manière plus succincte.

II. Elimination des 20 PFAS réglementés dans les usines de production d'EDCH

II.1. Propriétés physico-chimiques et traitabilité des $PFAS_{20}$

Les PFCA et les PFSA sont des molécules amphiphiles avec une « tête » hydrophile constituée par un groupe carboxyle ou sulfonique et une « queue » hydrophobe constituée par une chaine carbonée de longueur variable (C4 à C13 pour les $PFAS_{20}$) et entièrement fluorée.

Compte tenu des valeurs de pKa des PFCA et des PFSA (pKa < 3), les groupes acides sont totalement dissociés et sous forme d'ions perfluorocarboxylate ou perfluorosulfonate au pH des eaux naturelles et des EDCH. Sous la forme ionisée, les PFAS sont plus solubles dans l'eau et peuvent être retenus par des résines échangeuses d'ions anioniques.

La longueur de la chaine carbonée des $PFAS_{20}$ va avoir une influence sur les performances de certains procédés de potabilisation. L'augmentation de l'hydrophobicité avec la longueur de la chaine permettra une meilleure adsorption des $PFAS_{20}$ sur la matière organique naturelle lors d'une coagulation-floculation des eaux de surface, sur le charbon actif ou sur les résines échangeuses d'ions. L'augmentation de la masse molaire ou de l'encombrement stérique avec le nombre d'atomes de carbone (214 $g.mol^{-1}$ pour le PFBA contre 664,1 $g.mol^{-1}$ pour le PFTrDA ; 301,1 $g.mol^{-1}$ pour le PFBS contre 750,2 $g.mol^{-1}$ pour le PFTrDS) peut avoir une influence sur les capacités et les cinétiques d'adsorption sur charbon actif ou sur le taux de rejet des procédés membranaires.

La très forte solidité de la liaison carbone-fluor et le caractère fortement électronégatif du fluor expliquent que les $PFAS_{20}$ sont très réfractaires à une oxydation par voies biologique et chimique. L'absence d'une liaison C-H et d'une double liaison carbone-carbone dans la structure chimique des PFCA et des PFSA empêche toute oxydation des $PFAS_{20}$ par l'ozone moléculaire et par le radical hydroxyle. Les $PFAS_{20}$ ne possèdent pas de groupes oxydables par le chlore et le dioxyde de chlore. Ils ne peuvent pas être photolysés lors d'une désinfection UV car ils n'absorbent pas à des longueurs d'onde supérieures à 220 nm.

Quelques rares études ont suivi l'évolution des concentrations en PFCA et en PFSA dans des usines de production d'eau potable afin d'évaluer les performances de toute la filière de traitement ou de chaque étape de traitement sur l'élimination du PFOA et du PFOS (Takagi et al., 2011 ; Flores et al., 2013) ou d'un nombre plus important de PFAS et en particulier de PFCA et PFSA à courte chaine (comme le PFBA, PFPeA, PFHxA et PFBS) (Quinones et Snyder, 2009 ; Eschauzier et al., 2012, Appleman et al., 2014 ; Dauchy et al., JIE2016 ; Kim et al., 2020 ; Belkouteb et al., 2020 ; Sadia et al., 2023).

Ces études ont permis de montrer que les procédés conventionnels de traitement des eaux potables comme la clarification (coagulation-floculation par un sel de fer ou d'aluminium, décantation et filtration sur sable), la filtration rapide sur sable ne sont pas efficaces ou pas assez efficaces (rendements inférieurs voire très inférieurs à 20 %) pour éliminer les $PFAS_{20}$. Les procédés d'oxydation ou de désinfection par l'ozone, le chlore, le dioxyde de chlore ou le permanganate de potassium et la désinfection UV n'ont aucune action sur les $PFAS_{20}$ (Quinones et Snyder, 2009 ; Takagi et al., 2011 ; Eschauzier et al., 2012 ; Appleman et al., 2014 ; Rahman, Peldszus et Anderson, 2014 ; Dauchy et al., 2016 ; Kim et al., 2020). La flottation à air dissous semble permettre une meilleure élimination des PFAS à longue chaine (comme le PFOS et le PFNA) mais n'a aucune action sur l'élimination des PFAS à courte chaine (Appleman et al., 2014). Ces résultats ont été attribués à une meilleure affinité des PFAS à longue chaine pour l'interface air/eau résultant de la production de bulles d'air, permettant ensuite leur élimination par flottation.

Les plus forts rendements d'élimination des PFAS observés sur des usines de production d'eau potable ont été obtenus avec les procédés membranaires (NF ou OI) et dans les conditions optimales de fonctionnement, avec un procédé d'adsorption sur charbon actif ou de filtration sur résine échangeuse d'ions (Rahman, Peldszus et Anderson, 2014).

II.2. Elimination des $PFAS_{20}$ par adsorption sur charbon actif

II.2.1. Introduction

Le charbon actif est un adsorbant caractérisé par une très grande porosité et une grande surface spécifique (jusqu'à 1000 - 1200 $m^2.g^{-1}$) préparé à partir de différentes matières premières carbonées (charbon bitumineux, houille, tourbe, bois, noix de coco…). L'adsorption sur charbon actif est largement utilisée dans les usines de production d'eau potable pour de multiples objectifs de traitement et en particulier pour l'élimination de micropolluants organiques. Selon le procédé d'adsorption, le charbon actif est utilisé sous forme de grains ou d'extrudés (CAG, granulométrie 0,4 - 1,7 mm), de poudre (CAP, 10 à 50 µm) ou de micrograins (µCAG, 0,3-0,9 mm). Le développement d'un biofilm à la surface du charbon actif peut aussi contribuer à l'élimination de composés organiques biodégradables.

Les cinétiques d'adsorption et les performances des procédés d'adsorption dépendent de très nombreux paramètres comme les caractéristiques texturales et structurales du charbon actif, les propriétés physico-chimiques des micropolluants organiques à éliminer et de l'eau à traiter, le dimensionnement et les conditions de mise en œuvre des procédés d'adsorption (Tableau 2).

Tableau 2 : Paramètres affectant les performances des procédés d'adsorption sur charbon actif.

Caractéristiques du charbon actif	Nature de la matière première et procédé d'activation. Surface spécifique. Volume poreux et distribution du volume poreux (micropores, mésopores) (accessibilité aux sites d'adsorption et cinétique). Granulométrie (poudre ou grains) : taille effective, coefficient d'uniformité (isotherme et cinétique d'adsorption).
Caractéristiques des micropolluants	Masse molaire ou encombrement stérique. Solubilité dans l'eau. Formes ionisées (pKa). Hydrophobicité (coefficient de partage octanol/eau au pH des EDCH).
Caractéristiques de l'eau à traiter	Concentrations en micropolluants organiques et en carbone organique (adsorption compétitive). pH (pour composés ionisables). Température.
Conditions de mise en œuvre	Filtration sur CAG (hauteur de lit, vitesse de filtration, temps de contact, degré de saturation…). Procédé avec CAP ou µCAG (masse de charbon dans le réacteur, dose de CAP ou µCAG, âge du charbon actif).
Charbon actif neuf ou régénéré	Capacités d'adsorption du CAG et µCAG neufs et régénérés

Compte tenu de l'existence de nombreux charbons actifs sur le marché et des nombreux paramètres pouvant affecter les performances des procédés d'adsorption, des études en laboratoire et des études pilote sont nécessaires afin de sélectionner le charbon actif le plus approprié pour une application donnée, de dimensionner les installations et d'estimer les consommations de charbon actif (CAP, µCAG) ou les durées de vie du CAG avant régénération.

II.2.2. Elimination des $PFAS_{20}$ par filtration sur charbon actif en grains (CAG)

II.2.2.1. Mise en œuvre

La filtration sur CAG est un procédé qui a été beaucoup développé depuis la fin des années 1970 en vue d'éliminer les pesticides, les métabolites de pesticides et autres micropolluants émergents. Elle peut être mise en œuvre par filtration sous pression dans des filtres fermés (petites installations) ou par filtration gravitaire dans les filtres ouverts (grandes installations). La filtration sur CAG est généralement réalisée avec une hauteur de lit de CAG comprise entre 1,2 et 2,5 m et une vitesse de filtration (flux descendant) comprise entre 10 et 15 $m.h^{-1}$, ce qui correspond à un temps de séjour hydraulique dans le filtre vide (EBCT, Empty Bed Contact Time) de l'ordre de 8 à 18 min. Après la mise en route d'un filtre rempli avec du CAG neuf, le CAG se « sature » progressivement en micropolluant organique et le micropolluant apparait dans l'eau filtrée (percée) lorsque le front de saturation atteint la base du filtre. Après un temps de filtration (durée de vie du CAG) correspondant à l'atteinte de la concentration maximale admissible en micropolluant dans l'eau filtrée, le CAG dit « usagé » doit être renouvelé par du CAG neuf ou du CAG régénéré. Sur le plan technico-économique, la durée de vie du CAG doit être la plus longue possible et si possible au moins égale à 12 mois. À titre indicatif, pour un filtre fonctionnant avec un temps de contact (EBCT) de 15 min, cette durée de vie du CAG de 12 mois correspond à une capacité de traitement de 35 000 V/V (35 000 m^3 d'eau m^{-3} de CAG).

La filtration sur CAG est un procédé très éprouvé et de mise en œuvre facile. Le procédé impose cependant une période d'arrêt dans le fonctionnement d'un filtre en vue d'enlever le CAG usagé et de le remplacer par du CAG neuf ou régénéré. C'est un procédé non modulaire et son dimensionnement doit tenir compte de la variabilité de la qualité d'eau à traiter dans le temps. La percée du filtre ou la durée de vie du CAG pas toujours prévisible impose aussi un contrôle régulier de la concentration en micropolluants dans l'eau filtrée.

II.2.2.2. Performances pour l'élimination des $PFAS_{20}$

Plusieurs études ont suivi l'évolution des concentrations en PFAS en entrée et en sortie de filtres à CAG installés dans des usines de production d'eau potable. Le nombre de PFAS analysés, les concentrations en PFAS et en COT en entrée des filtres, le type de CAG utilisé dans les filtres (fabricant, CAG neuf ou régénéré), les conditions de filtration (hauteur de lit, vitesse de filtration, EBCT), la concentration de consigne choisie pour effectuer le remplacement du CAG usagé, la durée du suivi (analyses ponctuelles ou sur une longue durée) sont très variables d'une étude à une autre. Par ailleurs, les gammes de concentrations en PFAS à l'entrée d'un filtre à CAG peuvent aussi varier fortement durant la période d'étude. Malgré cela, ces études conduisent globalement à des conclusions similaires. À titre d'illustration, des résultats caractéristiques ont été présentés dans les figures 1 à 3.

Les principales conclusions de ces études sont les suivantes :

- les rendements d'élimination des PFCA et des PFSA augmentent lorsque le nombre d'atomes de carbone augmente et qu'avec le même nombre d'atomes de carbone, les PFSA sont mieux retenus que les PFCA (Figures 1 et 2) ;
- les courbes de percée des filtres de CAG présentées dans les figures 1 et 2 permettent de classer les $PFAS_{20}$ suivants par ordre croissant d'adsorption sur charbon actif : PFBA < PFPeA < PFHxA < PFBS < PFHpA < PFOA < PFHxS < PFOS ;
- comme l'illustre la figure 3, les capacités d'adsorption des CAG ou les performances des filtres à CAG vis-à-vis de l'adsorption des différents PFCA et des PFSA ont pu être correctement corrélées avec log Dow (Bertanza et al., 2020 ; Park et al., 2020 ; Cantoni et al., 2021). Dow représente le coefficient de partage octanol/eau des PFCA et des PFSA sous forme carboxylate ou sulfonate car ces PFAS sont totalement sous forme ionisée au pH des eaux à traiter (pH neutre). Cela confirme que les capacités d'adsorption du charbon actif sont fortement liées aux propriétés hydrophobes des PFAS ;

- les $PFAS_{20}$ à courte chaîne carbonée (PFBA, PFPeA) sont faiblement retenus par le charbon actif. Pour les performances des filtres présentées dans les figures 1 et 2, un rendement d'élimination de 50 % est obtenu après seulement 3000 à 5000 V/V pour le PFBA (soit après 1 à 2 mois de filtration) et après environ 5000 à 8000 V/V pour le PFPeA (soit après 1,5 à 2,5 mois de filtration) ;
- les données bibliographiques mettent aussi en évidence que les rendements d'élimination des PFCA à courte chaine par filtration sur CAG sont souvent négatifs (Rahman, Peldszus et Anderson, 2014 ; Bertanza et al., 2020 ; Sadia et al., 2023). Comme la biodégradation de précurseurs de PFCA au sein des filtres à CAG parait très peu probable dans les conditions rencontrées dans les usines de production d'eau potable (Rahman, Peldszus et Anderson, 2014), l'augmentation des concentrations en PFCA à courte chaine lors de la filtration est due à une désorption de ces PFAS. Comme le montre la figure 1, la saturation progressive des sites d'adsorption du CAG par les PFAS et par la matière organique dissoute présente dans l'eau à traiter (mais éventuellement aussi par d'autres micropolluants organiques) va conduire par des phénomènes d'adsorption compétitive (effet chromatographique) à une désorption temporaire des PFAS les moins adsorbables sur CAG (Csortie/Centrée > 1) c'est-à-dire du PFBA puis du PFPeA. L'amplitude et la durée de ces pics de désorption dépendent de très nombreux paramètres comme les quantités de PFBA et PFPeA adsorbées au début du cycle de filtration et de la cinétique de désorption. Sur le plan appliqué et pour certaines qualités d'eau particulières (concentrations et distribution des $PFAS_{20}$), le respect de la limite de qualité pour l'eau sortant des filtres à CAG pour le paramètre $\Sigma PFAS_{20}$ peut être accompagné d'une augmentation des concentrations du PFBA voire du PFPeA.

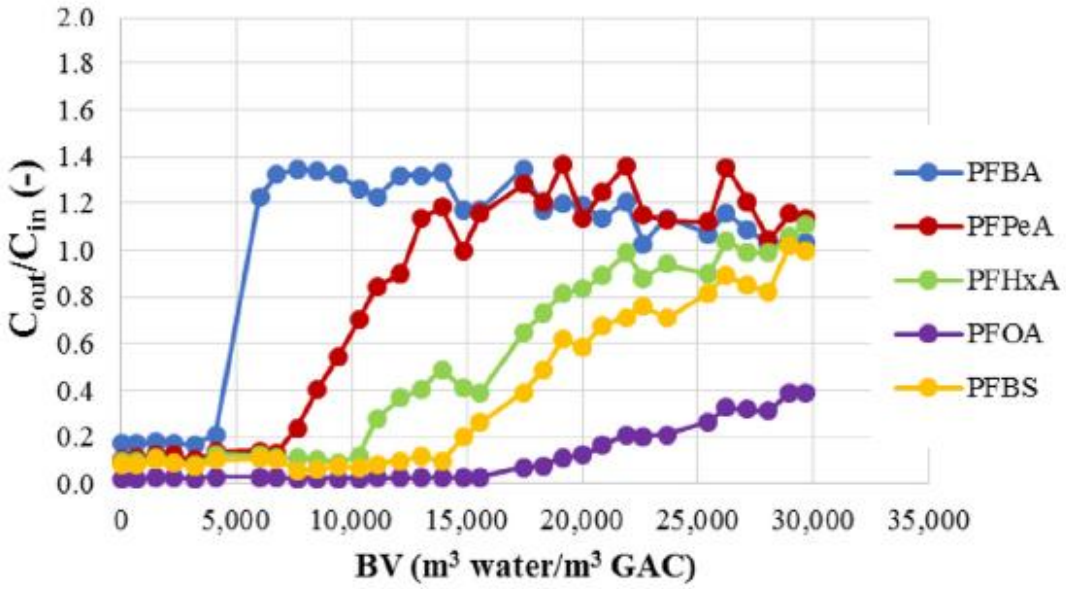
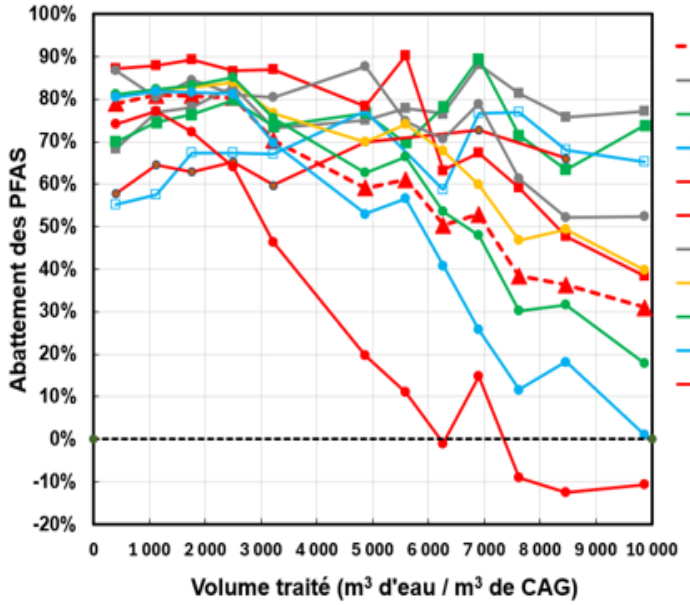


Figure 1 : Courbes de percée d'un des filtres à CAG d'une usine de la région de Vénétie (Italie) produisant 30 000 m^3.$jour^{-1}$ d'eau potable. Filtre à CAG : H ≈ 2,4 m ; EBCT ≈ 13 min ; CAG Acticarbone® NCL 1240 ; 13 000 kg CAG/filtre ; Eau souterraine : COT 0,1 à 0,2 $mg.L^{-1}$; Environ m^3 d'eau traitée par m^3 CAG et par jour. Concentration en sortie (C_{out}) a été prise égale à LOQ si le PFAS n'a pas été détecté. (Bertanza et al., 2020).



[PFAS] en entrée (ng.L^{-1}) Moyenne (mini – maxi)	
PFBA	**24 (20 - 27)**
PFPeA	**42 (33 - 47)**
PFHxA	**25 (22 - 28)**
PFHpA	**20 (14 - 16)**
PFOA	**10 (7 -21)**
PFNA	1 (0 - 2)
PBBS	4 (4 - 5)
PFPeS	2 (1 - 2)
PFOS	**24 (7-33)**
Σ PFAS$_{20}$ P	**161 (127-188)**

Figure 2 : Courbes de percée d'un filtre à CAG de l'usine d'eau potable de Lillion à Rennes (CAG Aquasorb 10x20, Jacobi ; Débit = 140 m^3.h^{-1} ; EBCT = 14 min) alimenté par un mélange d'eau provenant de trois forages (COD de l'eau brute : 1,9 ± 0,3 mg C.L^{-1}). Le tableau donne les concentrations moyennes, minimales et maximales en PFAS mesurées en entrée du filtre. (Guillossou et al., 2024).

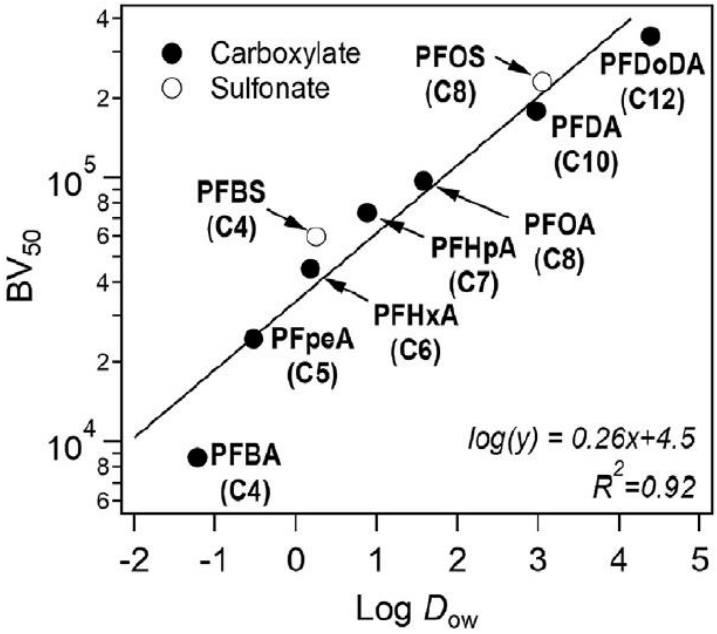


Figure 3. Corrélation entre les volumes d'eau filtrée par m^3 de CAG conduisant à 50 % d'élimination des PFAS (BV$_{50}$) et log Dow. *BV$_{50}$ déterminées à partir des courbes de percée obtenues en laboratoire avec des expériences de filtration rapide sur mini-colonnes de CAG (Chemviron F400) à pH 7. Dow : coefficient de partage eau/octanol des PFCA et PFSA estimé à pH 7 en utilisant MarvinSketch 18.11.0 (ChemAxon Ltd.).* (Park et al., 2020).

Les isomères linéaires des $PFAS_{20}$ s'adsorbent un peu mieux sur charbon actif que les isomères branchés car l'encombrement stérique moindre des formes linéaires facilite l'accès aux sites d'adsorption (Eschauzier et al., 2012 ; McCleaf et al., 2017 ; Park et al., 2020 ; Chow et al., 2022). Cela se traduit par une proportion un peu plus importante de la forme branchée dans l'eau traitée que dans l'eau brute.

II.2.3. Elimination des $PFAS_{20}$ par des procédés d'adsorption avec renouvellement continu du charbon actif

II.2.3.1. Mise en œuvre

Ces procédés d'adsorption ont été développés à partir des années 1990 avec le CAP[66] et 2010 avec le µCAG[67]. Dans le domaine de la production d'eau potable, ils sont par exemple utilisés après une première étape de coagulation-floculation-décantation (élimination MES et COT) pour parfaire l'élimination du COT et pour éliminer les micropolluants organiques. Très schématiquement, le procédé de traitement comprend un réacteur d'adsorption contenant une masse de CAP en suspension dans l'eau (réacteur agité) ou de µCAG (lit fluidisé), alimenté en continu avec l'eau à traiter et un dispositif de séparation liquide/solide (comme un décanteur lamellaire) afin de séparer l'eau traitée et le charbon actif. Selon le procédé, cette séparation liquide-solide peut être facilitée par injection d'un coagulant ou de microsable. Le CAP ou le µCAG est recirculé en continu vers le réacteur d'adsorption et une fraction du charbon usagé est purgée et remplacée par du charbon actif neuf. Contrairement à la filtration sur CAG, ces procédés permettent un renouvellement continu du charbon actif usagé sans arrêter le fonctionnement de l'installation. Les débits de purge et d'introduction du charbon actif neuf permettent une d'adaptation facile de la dose de charbon actif et de l'âge du charbon actif avec la qualité de l'eau à traiter. Par ailleurs, les cinétiques d'adsorption sont beaucoup plus rapides que sur CAG car les granulométries du CAP et du µCAG sont beaucoup plus fines.

II.2.3.2. Performances pour l'élimination des $PFAS_{20}$

En absence de données disponibles concernant les performances de ces procédés pour l'élimination des PFAS dans les usines de production d'eau potable, le tableau 3 donne un ordre de grandeur des performances attendues pour une dose de charbon actif de 50 $mg.L^{-1}$ Cette dose correspond approximativement aux plus fortes doses envisageables pour l'élimination de micropolluants organiques par du CAP ou µCAG.

Tableau 3 : Traitabilité des PFAS par du CAP (50 $mg.L^{-1}$; 30 min) et par filtration sur CAG (EBCT = 12 min : V/V pour 10% de percée) en fonction de la masse molaire (Jovanovic et al., 2024).

Taille des PFAS	PFAS réglementés	PFAS non réglementés	% d'élimination, sur CAP	Ordre de percée sur CAG
< 300 g mol^{-1}	PFBA, PFPeA	PFPrA, TFMS, PFEtS, PFMPA	15 - 70%	< 3500 V/V

[66] Procédés avec CAP : Carboflux (Saur), ActifloCarb (Veolia), Pulsazur (Suez), etc
[67] Procédés avec µCAG : CarboPlus (Saur), Filtraflo Carb (Veolia), Carbazur Up (Suez), Carbocycle (Sources), etc.).

300-400 g mol^{-1}	PFHxA, PFHpA, PFBS, PFPeS	GenX, ADONA, PFSE	60 - 95 %	< 10 000 V/V
400-550 g mol^{-1}	PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, PFOS	FOSA, N-MeFOSE	80 - 99 %	< 20 000 V/V
> 550 g mol^{-1}	PFUnDA, PFTfDA, PFNS, PFTrDS	PFTeA, PFHxDA	90 - 99 %	> 20 000 V/V

Comme attendu, les pourcentages d'élimination des PFCA et PFSA par le CAP augmentent lorsque la masse molaire augmente (augmentation de l'hydrophobicité) et une élimination des PFAS à courte chaine peut nécessiter des doses de CAP parfois difficilement applicables sur le plan économique.

II.2.4. Couplage Charbon actif en poudre et Ultrafiltration (procédé CAP/UF)

Le couplage d'une adsorption sur du CAP et d'une séparation liquide/solide par ultrafiltration (procédé CAP/UF) est un procédé hybride qui a été développé dans les années 1990 (procédé Cristal, Suez) comme technique d'affinage de la qualité des eaux avant la chloration finale. Par rapport au procédé d'adsorption sur CAP présenté ci-dessus (paragraphe II.2.3), le couplage CAP/UF permet aussi un renouvellement continu du CAP usagé et le remplacement d'une décantation par une UF garantit en plus une bonne turbidité de l'eau traitée et un meilleur abattement de microorganismes (Baudin et Anselme, 1995).

Le procédé CAP/UF Cristal (Suez) comprend à l'origine une boucle de recirculation du concentrat au niveau de module membranaire qui sert de réacteur d'adsorption sur le CAP (10-50 µm) (Suez, Mémento Degrémont). Pour le traitement d'eaux de surface de mauvaise qualité (COT, MES), le procédé Cristal est précédé d'une décantation ou d'une clarification conventionnelle. Le CAP injecté en amont de l'UF est renvoyé en tête de la filière de traitements afin d'utiliser au maximum toutes les capacités d'adsorption restantes du CAP pour l'élimination de la matière organique naturelle et de micropolluants organiques dans les décanteurs (procédé « Cristal étendu », Suez, Mémento Degrémont). Ce procédé (Cristal ou Cristal étendu) est actuellement installé dans plusieurs usines de production d'EDCH en France mais aucun dans l'intention d'éliminer des PFAS.

Plus récemment, un procédé CAP/UF mettant en œuvre du CAP super fin (procédé SCAP-UF, Membratec) a été développé. Dans ce procédé, le CAP (20-50 µm) est broyé sur site en phase humide pour obtenir une granulométrie comprise entre 1 et 3 µm puis injecté dans un réacteur d'adsorption alimenté en continu par l'eau à traiter (temps de contact de l'ordre de 5 à 10 min). Le concentrat issu de la séparation liquide/solide est recirculé vers le réacteur d'adsorption. Dans ce procédé, la diminution de la granulométrie du CAP augmente la vitesse d'adsorption des micropolluants organiques et diminue la dose de CAP nécessaire pour atteindre l'objectif de traitement. Ce procédé proposé pour l'élimination des micropolluants organiques polaires dont les PFAS n'a été utilisé qu'à l'échelle pilote pour l'élimination de métabolites de pesticides (Bonvin, Merle et Wiget, 2024).

II.2.5. Etudes préalables à la réalisation d'une installation d'adsorption sur charbon actif

Tout projet d'élimination des $PFAS_{20}$ sur une usine de production d'eau potable impose au préalable une analyse détaillée de l'eau à traiter puis des phases de sélection du charbon actif le plus adapté et de dimensionnement des installations qui nécessitent des études en laboratoire et une étude pilote pour valider l'efficacité traitement par charbon actif ou l'ensemble de la filière de traitement.

II.2.5.1. Analyses de l'eau à traiter (concentrations et distribution des $PFAS_{20}$)

Une analyse la plus complète possible des PFAS (réglementés et non réglementés) présents dans l'eau brute est nécessaire afin de connaitre les concentrations en chaque PFAS, les concentrations totales en $PFAS_{20}$ ($\Sigma PFAS_{20}$), les variations saisonnières des concentrations en PFAS et du paramètre $\Sigma PFAS_{20}$ et la contribution de chaque PFCA et PFSA dans le paramètre $\Sigma PFAS_{20}$. Compte tenu de l'impact important des phénomènes d'adsorption compétitive sur les performances des procédés d'adsorption, les concentrations en matière organique (paramètres COT, COD) et autres micropolluants organiques doivent également être mesurées.

Si des procédés de traitement sont placés en amont d'un procédé d'adsorption sur charbon actif (préozonation, deferrisation, démanganisation, coagulation/floculation/décantation pour l'élimination des MES et du COT, …), une analyse complète de l'eau est aussi nécessaire dans la mesure du possible afin de connaitre les concentrations résiduelles en $PFAS_{20}$ et en matière organique en entrée du procédé d'adsorption sur charbon actif.

II.2.5.2. Sélection du charbon actif et validation des performances

Les connaissances actuelles sont parfois insuffisantes pour sélectionner le charbon actif le plus performant parmi les différents adsorbants disponibles sur le marché. Elles ne permettent pas aussi de prédire les performances à long terme des procédés d'adsorption pour le traitement d'eaux contenant plusieurs $PFAS_{20}$ à des concentrations et des distributions (PFAS à courte, moyenne et longue chaines) différentes ainsi que de la matière organique à des concentrations variables (de 0,1 à quelques $mg.L^{-1}$) et de nature différente en terme d'adsorbabilité sur charbon actif (aromaticité, paramètre SUVA). Les retours d'expériences provenant des exploitants et des fournisseurs de charbon actif peuvent aussi donner des informations utiles mais doivent être confirmés.

La sélection du charbon actif nécessite la réalisation de tests simples en laboratoire avec une qualité d'eau aussi proche que possible que celle de l'eau à traiter pour la détermination et la comparaison des capacités et des cinétiques d'adsorption en réacteur discontinu ou la filtration rapide sur mini-colonnes de charbon actif pour la sélection d'un CAG voire la modélisation des courbes de percée. Ces travaux préliminaires doivent être complétés par une étude pilote, notamment dans le cas de la filtration sur CAG afin de valider les paramètres de dimensionnement des filtres à CAG, l'efficacité du traitement ou la durée de vie des filtres à CAG pour le respect de la limite de qualité.

II.2.6. Conclusions

Les procédés d'adsorption sur charbon actif et en particulier la filtration sur CAG ont démontré leur efficacité pour l'élimination des pesticides et des métabolites de pesticides dans le domaine de la production d'eau potable. Ils représentent également les procédés à sélectionner en premier choix pour le traitement des $PFAS_{20}$, notamment des PFAS à longue chaine carbonée. Ils ont également une action positive sur d'autres paramètres de qualité des eaux (Tableau 4).

Tableau 4 : Elimination des $PFAS_{20}$ par filtration sur charbon actif en grains (CAG).

Avantages	Inconvénients
Procédé éprouvé d'élimination des micropolluants organiques dans les usines de production d'EDCH Efficace pour l'élimination des $PFAS_{20}$ à longue chaine CAG régénérable Efficacité pas impactée par la salinité des eaux brutes Co-élimination d'autres micropolluants organiques et de précurseurs de sous-produits de chloration (COD) Pas de modification de la composition ionique de l'eau	Très peu de retours d'expériences pour les PFAS disponibles dans la bibliographie Efficacité limitée pour l'élimination des PFCA à courte chaine (PFBA, PFPeA et PFHxA) Diminution de la durée de vie du CAG en cas de fortes concentrations en $PFAS_{20}$ dans l'eau à traiter Diminution de la durée de vie du CAG en cas de fortes concentrations en COT ou COD (COT > 1,5 à 2 mg L^{-1}) Désorption possible de PFAS à courte chaine

Les données bibliographiques démontrent une meilleure adsorption des $PFAS_{20}$ lorsque la longueur de la chaine carbonée augmente et une meilleure élimination des PFSA que des PFCA à même nombre d'atomes de carbone. L'élimination des PFCA à courte chaine peut être parfois problématique à la fois au niveau de leur d'élimination par adsorption qu'au niveau des risques de désorption lors d'une filtration sur CAG.

L'élimination des PFAS par les différents procédés d'adsorption sur charbon actif génère des charbons actifs usagés avec des teneurs en PFAS qui peuvent être de l'ordre de 1 à 100 mg (kg CAG, poids sec)$^{-1}$ (Bertanza et al., 2020 ; Belkouteb et al., 2020). Les CAG et les µCAG utilisés sont généralement régénérables par voie thermique dans des conditions normalement maitrisées par les fabricants de charbons actifs (DiStefano et al., 2022). Lorsque les volumes de matériaux à régénérer sont faibles (petites usines de production d'eau potable), les coûts de transport font qu'il peut être plus avantageux de remplacer le charbon usagé par du charbon neuf. Compte tenu de la persistance des PFAS dans l'environnement, une attention particulière doit être portée à la gestion des charbons usagés qui ne sont pas régénérés afin de ne pas renvoyer les PFAS dans le milieu naturel. Les solutions qui permettent une minéralisation totale des PFAS en CO_2 et en ions fluorure sont à privilégier.

II.3. Elimination des $PFAS_{20}$ par filtration membranaire (nanofiltration et osmose inverse)

II.3.1. Introduction

La filtration membranaire repose sur le principe de perméation à travers une membrane perméable et sélective, sous l'action d'une force de pression. Ces membranes se distinguent par la taille des pores et le seuil de coupure de la membrane (exprimé en Da ou en g/mol) qui correspond à la masse molaire minimale pour qu'une molécule soit retenue à 90 % par la membrane (Tableau 5). Dans le cas de l'OI, la membrane n'est pas une membrane poreuse mais une membrane dense sans porosité apparente et dont la sélectivité résulte d'un mécanisme de solubilisation-diffusion. Les procédés membranaires utilisés dans le domaine

de la production d'eau potable sont par seuil de coupure décroissant, la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la NF et l'OI.

Tableau 5 : Procédés membranaires utilisés dans le domaine du traitement des eaux (Van der Bruqgen 2003).

	Microfiltration (MF)	Ultrafiltration (UF)	Nanofiltration (NF)	Osmose inverse (OI)
Pression (bar)	0,1 – 2	0,1 - 5	3 - 20	5 - 120
Perméabilité ($L.h^{-1}.m^{-2}.bar^{-1}$)	> 1000	10-1000	1,5 -30	0,05 – 1,5
Taille des pores (nm)	100 – 10 000	2 – 100	0,5 – 2	< 0,5
Mécanisme de séparation	Capillaire (tamis)	Capillaire (tamis)	Capillaire (tamis) + Interactions avec la membrane	Dissolution Diffusion
Rejet				
Colloïdes	-/+	+	+	+
Ions monovalents	-	-	-	+
Ions polyvalents	-	-/+	+	+
Bactéries	-/+	+	+	+
Protozoaires	+	+	+	+
Virus	-/+	+	+	+
Macromolécules	-	+	+	+
Petites molécules (micropolluants organiques)	-	-	-/+	+

Les membranes de MF et d'UF agissent principalement comme des barrières physiques (effet d'exclusion stérique ou effet tamis) en ne laissant passer que les particules et les macromolécules qui ne peuvent pas passer à travers les pores. Dans le domaine de la production d'eau potable, la MF (diamètre des pores 0,1 - 0,45 µm) retient les bactéries, les protozoaires et les particules et colloïdes grossiers. L'UF installée en fin des filières de traitement avant la désinfection finale permet de garantir une bonne élimination de la turbidité résiduelle et retenir des virus et des microorganismes pathogènes (les protozoaires) en complément d'une ozonation et d'une chloration finale (désinfection multi-barrières).

La NF et l'OI sont des procédés de filtration à haute pression qui sont encore très peu utilisés en France pour la production d'eau potable. Les membranes de NF ont typiquement des tailles de pore variant entre 0,5 nm et 2 nm et un seuil de coupure allant de 150-200 Da à 500-1000 Da (Mohammad et al., 2015 ; Zhi et al., 2022 ; Zylla et al., 2022 ; Rychlewska et Wodzisławska-Pasich, 2024). Selon le seuil de coupure, les membranes de NF retiennent les ions polyvalents, la matière organique dissoute et les micropolluants organiques de masse molaire supérieure à 200 à 300 $g.mol^{-1}$. Avec des seuils de coupure inférieurs 100 Da, les membranes d'OI retiennent pratiquement tous les solutés présents dans l'eau. Elles sont utilisées sous haute pression (60 à 80 bars environ) pour le dessalement de l'eau de mer. Les membranes d'OIBP qui se caractérisent par des exigences de pression d'alimentation très inférieures (5 à 10 bars) à celles des membranes d'OI utilisées pour le dessalement d'eau de mer tout en assurant un rejet élevé des ions monovalents (fluorure, nitrate et perchlorate) et des petites molécules, représentent une avancée dans les technologies membranaires (Cotton et al., 2019). Il convient de noter que les performances de certaines membranes d'OI et de NF peuvent être assez comparables. Les performances des membranes de NF à pores serrés sont ainsi assez proches de celles des membranes d'OI et inversement, les performances des

membranes d'OI à pores lâches sont assez similaires à celles de certaines membranes de NF.

Compte tenu des masses molaires des $PFAS_{20}$ (allant de 214 $g.mol^{-1}$ pour le PFBA à 749 $g.mol^{-1}$ pour le PFTrDS), seuls les procédés membranaires à faible seuil de coupure (OI, OIBP, NF) peuvent être envisagés pour retenir les $PFAS_{20}$ à courte chaine carbonée.

Il convient de préciser que l'arrêté du 22 juin 2012 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des modules de filtration membranaire utilisés pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) précise les exigences concernant :

- l'innocuité des modules de filtration membranaire : une attestation de conformité sanitaire (ACS) du module de filtration membranaire doit être délivrée par un laboratoire habilité par le ministère chargé de la santé en application de l'article R. 1321-50-II du CSP ;
- l'efficacité des modules de filtration membranaire : si la revendication d'efficacité d'élimination des ions monovalents et divalents pour les membranes d'OI est reconnue (cf. annexe 6 de l'arrêté), ce n'est pas le cas de celle vis-à-vis de l'abattement de micropolluants organiques, notamment de PFAS.

II.3.2. Membranes et modules de nanofiltration et d'osmose inverse

Dans le domaine de la production d'eau potable, la NF et l'OI sont réalisées en utilisant des membranes organiques de type fibres creuses (Jonkers, Cornelissen et de Vos, 2023) ou des membranes planes agencées dans des modules de filtration. Les étapes de NF et d'OI sont très largement mises en oeuvre en utilisant des modules spiralés contenant des membranes planes enroulées sur elles-mêmes (Suez, Mémento Degrémont) Ces membranes sont principalement des membranes organiques dites composites à couche mince (TFC - Thin film Composite). Elles sont constituées d'une couche active mince (< 1 µm), généralement en polyamide, déposée sur une couche poreuse plus épaisse (200 à 300 µm) qui est généralement une membrane d'UF (en polyéthersulfone ou en polysulfone), elle-même renforcée par un tissu textile non tissé. La couche active est seule responsable de la perméabilité et de la sélectivité de la membrane (Yang et al., 2019). Les membranes sont ensuite assemblées dans des modules spiralés dans lesquelles elles sont enroulées avec des espaceurs sur elles-mêmes autour d'un tube perforé pour la collecte du perméat (Figure 4).

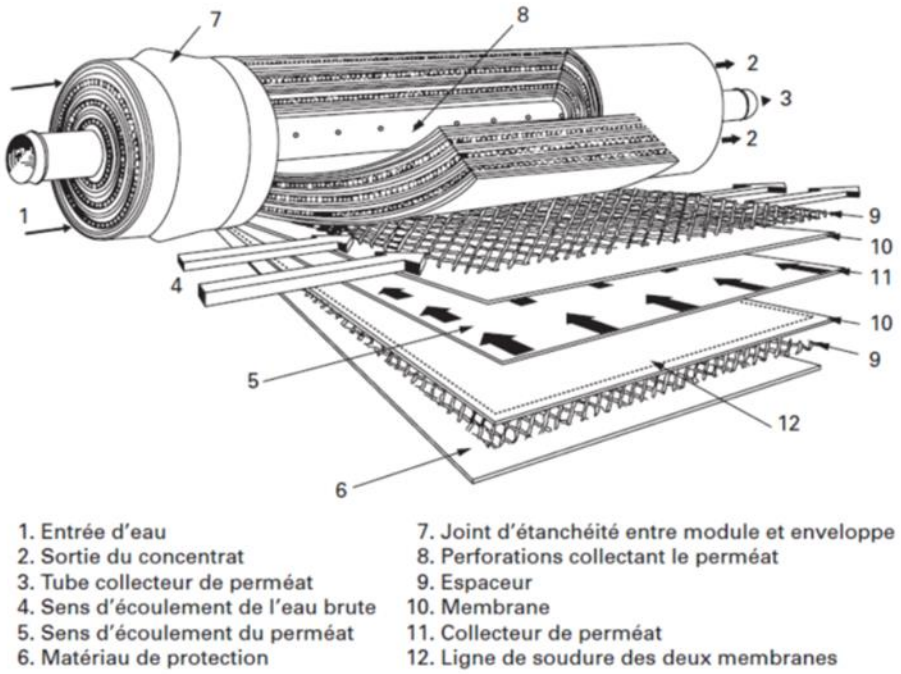


Figure 4 : Module membranaire à enroulement en spirale (Suez, Mémento Degrémont).

Il existe sur le marché de nombreux modules de NF et d'OI. Dans leurs fiches techniques, les fabricants donnent généralement pour chaque module quelques informations comme les seuils de coupure (en Da ou en taille des pores), les domaines d'application des membranes, les caractéristiques dimensionnelles des modules, la surface membranaire par module, le type de membrane composite à couche mince (polyamide, polypipérazine, etc), les conditions limites d'utilisation (pression, température, pH), les flux de perméation et les taux de rejet pour des sels (NaCl, $MgSO_4$,...) pour des conditions précises de filtration (pression, température, concentrations en sels, indice de colmatage maximal (SDI)), la tolérance au chlore libre (en mg $Cl_2.h^{-1}$), les conditions de lavage et de stockage des membranes. Par contre, les fournisseurs ne donnent pas d'informations sur les performances de leurs membranes pour l'élimination de micropolluants organiques.

Les autres caractéristiques des membranes commerciales sont généralement déterminées par des équipes de recherche afin de comparer les performances des membranes pour la rétention des micropolluants organiques. Il s'agit de :

- la charge de surface de la membrane due au caractère acide ou basique des groupes fonctionnels de surface (groupes carboxyliques et amines pour les membranes composites en polyamide) au contact d'une solution aqueuse. Cette charge, caractérisée par le potentiel zêta, est généralement négative à pH neutre (- 10 à -50 mV) et neutre (point isoélectrique) à pH $>$ 4,0 ± 0,5 (Soriano, Gorri et Urtiaga, 2019 ; Jin, Peydayesh et Mezzenga, 2021; Liu et al., 2022 ; Zhi et al., 2022, Zylla et al., 2022) ;
- l'hydrophobicité mesurée par l'angle de contact de la goutte d'eau sessile. Les angles de contact (entre 15 et 80 degrés) confirment que les membranes commerciales utilisées en traitement des eaux sont hydrophiles (Soriano, Gorri et Urtiaga, 2019 ; Liu et al., 2022 ; Zhi et al., 2022) ;
- l'épaisseur de la couche mince active qui peut varier entre 20 et 200 nm et avoir une influence sur la perméabilité hydraulique (Soriano, Gorri et Urtiaga, 2019) ;

– la rugosité de la surface de la membrane (entre 4 et 42 nm) (Zhi et al., 2022).

Il convient de signaler que la présence éventuelle de PFAS dans les membranes commerciales neuves a aussi été vérifiée (Sadia et al., 2024). Des expériences de lixiviation dans l'eau ultra-pure ont ainsi été effectuées sur cinq membranes d'OI composites à couche mince en polyamide commercialisées par 4 fabricants, largement utilisées pour la production d'eau potable et sélectionnées au hasard. Les analyses ont révélé la libération de sept $PFAS_{20}$ (PFOS linéaire et branché, PFBA, PFHxA, PFNA, PFOA) à des concentrations totales variant entre 17 et 38 $pg.cm^{-2}$ de membrane soit entre 6,8 et 15,2 µg pour un module spiralé avec une surface de membrane de 40 m^2. En l'absence de données concernant la cinétique de lixiviation dans les conditions réelles de filtration, les auteurs ont cependant estimé que la concentration totale de ces sept PFAS dans le perméat ne dépasserait pas 0,12 et 0,026 $ng.L^{-1}$ si ces 7 PFAS étaient progressivement et totalement lixiviés respectivement après 7 jours et 1 mois de filtration à un débit de perméation de 20 $L.m^{-2}.h^{-1}$. Ces concentrations peuvent être considérées comme négligeables par rapport aux concentrations présentes dans les perméats et provenant des eaux brutes. En utilisant le « TOP assay », cette étude a par ailleurs aussi montré le relargage de précurseurs de $PFAS_{20}$ par les 5 membranes analysées.

II.3.3. Mise en œuvre de la filtration membranaire

La filtration membranaire est généralement assurée sur deux ou trois étages de filtration montés en série rejet (étage en série sur le concentrat) pour afin d'obtenir un taux de conversion proche de 85 à 90 % (Figure 5). Chaque étage comprend plusieurs tubes de pression pouvant contenir chacun jusqu'à sept éléments de filtration en série. Ces tubes sont alimentés sous haute pression à une extrémité et la circulation de l'eau se fait dans les espaceurs d'alimentation parallèlement à la surface des membranes (filtration tangentielle) afin de limiter le colmatage. Sous l'effet de la pression, il ressort à l'extrémité du tube de pression un perméat qui rejoint le collecteur central d'eau filtrée. Afin d'augmenter le rendement hydraulique et réduire le volume de concentrat, le concentrat du premier étage subit une deuxième séparation dans un second étage puis le concentrat du second étage est envoyé vers un troisième étage de filtration. Compte tenu de la diminution du débit, le nombre de modules de filtration diminue dans chaque étage.

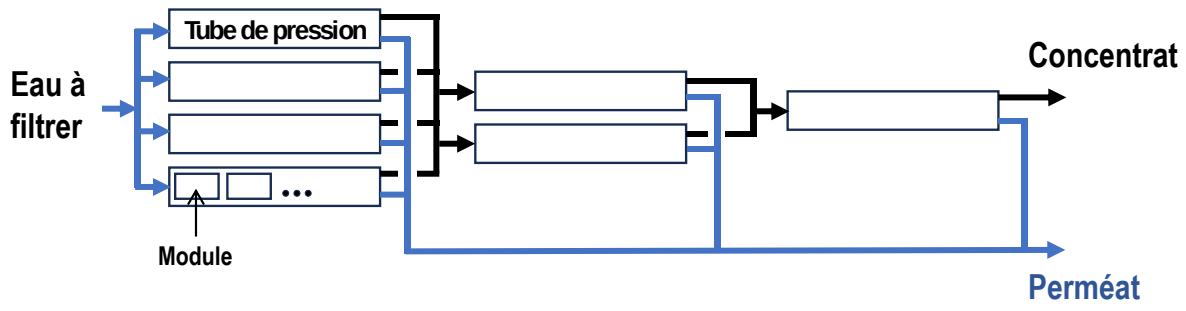


Figure 5 : Exemple de configuration d'une installation de filtration membranaire avec trois étages montés en série rejet (configuration 4x2x1).

Afin de limiter l'encrassement des membranes, l'eau brute doit subir des prétraitements performants, afin d'obtenir un indice de colmatage inférieur à 3 (SDI), en vue d'éliminer les particules colmatantes et la matière organique. Selon la qualité de l'eau brute, ces

prétraitements peuvent être une clarification suivie d'une filtration (filtration sur cartouche, MF ou UF). Par ailleurs, l'augmentation de la concentration en sels dissous du côté concentrat de la membrane nécessite l'ajout d'un séquestrant dans l'eau à traiter afin de limiter le colmatage des membranes (précipitation de carbonates, sulfates, oxydes métalliques, etc). Les séquestrants utilisés pour la production d'eau potable doivent avoir une attestation de conformité sanitaire (ACS). Ces séquestrants (à base de phosphonates) sont retenus par la membrane de NF ou d'OI et se retrouvent dans les concentrats.

Comme l'OI et la NF conduisent respectivement à une déminéralisation totale ou partielle de l'eau, l'eau filtrée (le perméat) ne peut pas être distribuée directement. Elle doit être reminéralisée et mise à l'équilibre calco-carbonique par ajout de réactifs et/ou mélange avec une eau brute partiellement traitée.

Une installation de NF ou d'OI peut être caractérisée par la surface de membrane (S), les débits d'entrée (Qe), de perméat (Q_P) et de concentrat (Qc), les pressions d'entrée (Pe), du flux de concentrat (Pc) et de perméat (Pp), les concentrations d'un soluté dans l'eau à l'entrée de la filtration (Ce), dans le perméat (Cp) et le concentrat (Cc). A partir de ces données, les paramètres suivants sont calculés :

- pression transmembranaire (TMP) : TMP = [(Pe+Pc)/2] – Pp en bar ;
- le flux de perméation (ou flux) = Qp/S en $L.h^{-1}.m^{-2}$;
- la perméabilité hydraulique de la membrane = Qp/ (S x TMP) en $L.h^{-1}.m^{-2}\,bar^{-1}$ pour de l'eau pure et ramenée à une température de 20 °C (afin de prendre en compte la viscosité de l'eau) ;
- le taux de conversion (Y) = 100 x (Qp/Qo) en %, aussi appelé rendement hydraulique ;
- le taux de rejet = 100 x (1 – Cp/Ce) en % qui correspond au rendement d'élimination du soluté ;
- le facteur de concentration volumique (FCV) = Qe/Qc qui permet de calculer la concentration en soluté dans le concentrat (si l'adsorption sur la membrane est négligeable).

Il convient de noter qu'une augmentation de la pression transmembranaire augmente les flux de solvant (≈ Qp) et de soluté qui traversent la membrane. Comme le flux de solvant augmente plus vite que le flux de soluté quand la pression augmente (car essentiellement gouverné par la diffusion au sein des membranes), la concentration en soluté dans le perméat (Cp) diminue et le taux de rejet augmente.

II.3.4. Performances de la nanofiltration et de l'osmose inverse pour l'élimination des $PFAS_{20}$

Les campagnes d'analyses réalisées sur des usines de production d'eau potable ont montré que seules les filières de traitement comprenant une NF ou une OI éliminent des $PFAS_{20}$ sans avoir les risques de désorption (rendements négatifs) parfois observés avec la filtration sur CAG ou sur résines échangeuses d'ions. Flores et al. (2013) ont ainsi mesuré des rendements d'élimination du PFOA et du PFOS par OI supérieurs à 99 % dans une usine en Espagne. Appleman et al. (2014) ont montré que les procédés membranaires présents dans deux usines aux USA éliminent les 12 $PFAS_{20}$ présents dans les eaux brutes et conduisent à des concentrations dans l'eau traitée toujours inférieures aux limites de quantification analytiques.

Durant ces dix dernières années, un nombre sans cesse croissant de travaux ont été réalisés en laboratoire afin de comparer les performances de diverses membranes commerciales de NF et d'OI, d'étudier l'influence des propriétés des PFAS sur le taux de rejet des membranes, d'étudier les mécanismes de rétention des PFAS sur les membranes et l'impact de la qualité

de l'eau et des caractéristiques des membranes sur l'efficacité des membranes. Quelques études bibliographiques ont compilé un certain nombre de ces travaux dans des études bibliographiques (Jin, Peydayesh et Mezzenga, 2021 ; Liu et al.,2022 ; Taher et al., 2024).

Les données bibliographiques montrent que tous les $PFAS_{20}$ (y compris les $PFAS_{20}$ à courte chaine) peuvent être retenus (Taux de rejet 96,0 - 99,9 %) par les membranes d'OI (Figure 6 ; Liu et al., 2022) et les membranes d'OIBP (Konradt et al., 2021 ; Jovanovic et al., JIE2024). Cela s'explique par le fait que tous les $PFAS_{20}$ sont retenus par le mécanisme d'exclusion de taille car la masse molaire du plus petit $PFAS_{20}$ (214 $g.mol^{-1}$ pour le PFBA) est beaucoup plus élevée que le seuil de coupure de ces membranes d'OI (< 100 Da).

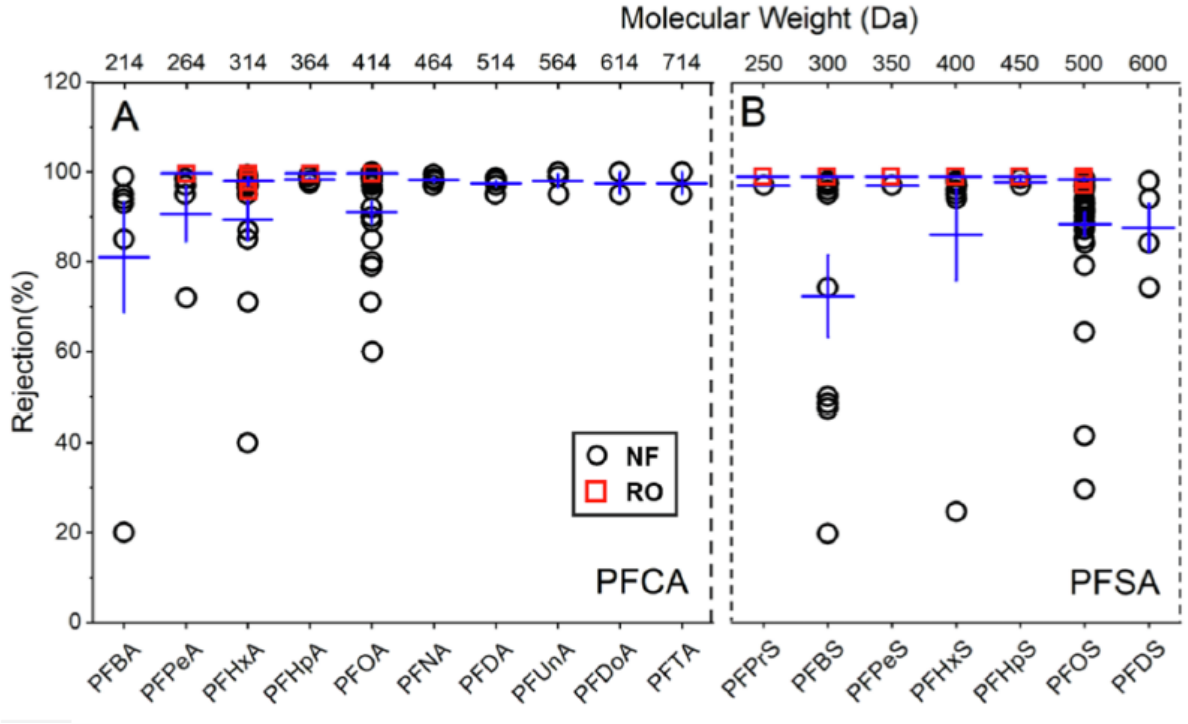


Figure 6 : Taux de rejet de dix PFCA (de C4 à C14) et de six PFSA (de C3 à C10) relevés dans 29 publications scientifiques parues entre 2006 et 2022 et concernant 20 membranes commerciales et six membranes non commerciales de nanofiltration (o) ou d'osmose inverse (□) (Liu et al., 2022).

En qui concerne la NF, la figure 6 montre que les taux de rejet publiés dans la littérature varient dans une très large plage de valeurs pour un PFAS donné (20 à 90 % pour le PFBA et le PFBS, 60 à 99 % pour le PFOA). Cela s'explique par la grande diversité des membranes de NF (seuils de coupure compris entre 100 et 1000 Da) et des conditions expérimentales (eau de dilution, pH, salinité…) employées dans les études.

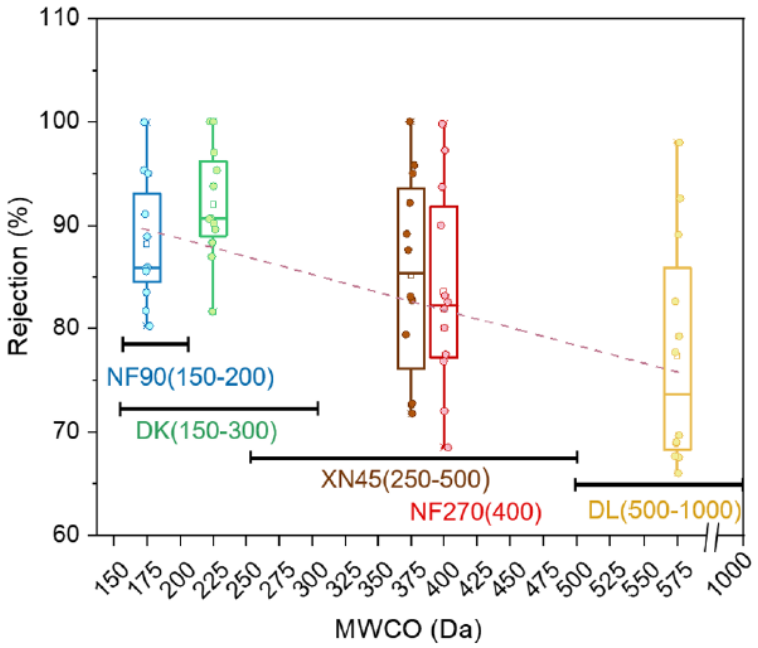


Figure 7 : Influence du seuil de coupure (en Da) de cinq membranes commerciales de NF sur le taux de rejet de PFAS ayant une masse molaire comprise entre 214 g.mol^{-1} (PFBA) et 500 g.mol^{-1} (PFOS) (Zhi et al., 2021).

La figure 7 qui compare les taux de rejet de cinq membranes d'UF obtenus dans les mêmes conditions expérimentales permet aussi de montrer que ces membranes peuvent rejeter des PFAS qui ont une masse molaire plus faible que leur seuil de coupure. Par exemple, le taux de rejet du PFBA (masse molaire 214 g.mol^{-1}) est de l'ordre de 65 % avec la membrane DL (seuil de coupure : 500 à 1000 Da). Ces résultats s'expliquent par le fait que le mécanisme d'exclusion stérique ne représente pas le seul mécanisme responsable du rejet des micropolluants organiques par une membrane, notamment dans le cas de micropolluants organiques ionisés à pH neutre (Figure 8).

La technologie de NF à fibres creuses peut aussi être employée pour l'élimination des $PFAS_{20}$. Pour le traitement d'une eau de surface par une unité pilote de NF, KWR Water Research Institute (Pays-Bas) a validé des taux de rejet de 94,7 % pour un groupe de $PFAS_{20}$ et de 94,6 % pour la somme de PFAS4 par des membranes de NF directe dNF40 (seuil de coupure 400 Da, diamètre intérieur 0,7 mm, pression maximale 6 bars). Une autre étude pilote réalisée sur une usine de production d'eau potable avec les membranes dNF40, a montré que les PFAS présents dans l'eau à traiter (PFBA, PFHxA, PFHpA et du PFBS) étaient non détectés dans les perméats (taux de rejet : > 71 %) et que les taux de rejet du PFOA, PFNA, PFHxS et le PFOS étaient compris entre 86 et 93 % (Ophorst et al., 2024). Avec des seuils de coupure de 400 Da, les membranes spirale et les fibres creuses dNF40 ne permettent pas d'obtenir des taux de rejet supérieures à 80 - 90 % pour les $PFAS_{20}$ à courte chaine.

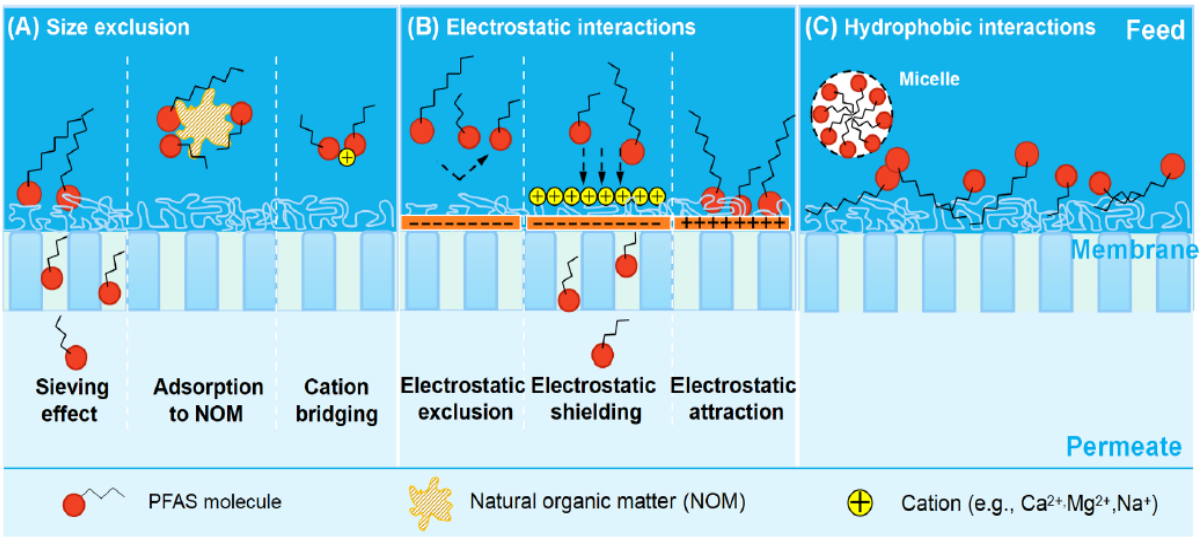


Figure 8 : Mécanismes d'élimination des PFAS par NF et OI :(A) : Exclusion de taille, (B) : Interactions électrostatiques et (C) : Interactions hydrophobes (Liu et al., 2022).

Les interactions électrostatiques (forces de répulsion) entre les charges négatives à la surface des membranes de NF et les formes anioniques des $PFAS_{20}$ (anions carboxylates et sulfonates) peuvent augmenter le taux de rejet par la membrane. Les interactions hydrophobes entre la membrane et les chaines carbonées des PFAS permettent une adsorption des PFAS sur la membrane, ce qui augmente le taux de rejet en accentuant les forces de répulsion électrostatiques. La composition physico-chimique des eaux à traiter (pH, concentrations en sels dissous et en matière organique) et les conditions de filtration (pression, vitesse à la surface des membranes) peuvent aussi avoir un effet sur le rendement d'élimination des $PFAS_{20}$ par NF. L'influence des paramètres sur les mécanismes de rejet et les taux de rejet des PFAS par les membranes d'OI et de NF ont été décrits dans plusieurs revues bibliographiques (Bellona et al., 2004 ; Jin, Peydayesh et Mezzenga, 2021 ; Xiong et al., 2021 ; Liu et al., 2022 ; Zhi et al., 2022 ; Ali et al., 2024) et ne seront présentés ci-après que d'une manière succincte et non exhaustive.

II.3.5. Influence de quelques paramètres sur le taux de rejet des PFAS

II.3.5.1. Caractéristiques des membranes de nanofiltration

Pour un $PFAS_{20}$ donné, le taux de rejet augmente globalement lorsque le seuil de coupure (en Da) diminue (Figure 7). Le taux de rejet de NaCl peut aussi donner des indications sur les taux de rejet des PFAS et expliquer la meilleure efficacité des membranes d'OI par rapport aux membranes de NF. Au pH des eaux à traiter ($6 < pH < 8$), la charge de surface des membranes composite à couche mince en polyamide est chargée négativement. Une différence significative du potentiel zêta à un pH donné peut expliquer les différences d'efficacité entre deux membranes.

II.3.5.2. Caractéristiques des PFAS (masse molaire, taille, hydrophobicité)

La séparation de micropolluants organiques par NF est souvent attribuée à un mécanisme d'exclusion stérique. La masse molaire du soluté (valeur facilement accessible) est ainsi classiquement confrontée au seuil de coupure des membranes exprimé en Da. La masse molaire ne donne cependant pas d'informations sur la géométrie et les dimensions du soluté (longueur, largeur, aire projetée, diamètre effectif, …). La détermination des dimensions et de

la géométrie du soluté (avec des outils de modélisation) couplée à la taille des pores serait plus pertinente que l'utilisation des seuils de coupure (Bellona et al., 2004). La taille d'un micropolluant est parfois représentée par le rayon de Stokes (rayon d'une sphère solide qui diffuse à la même vitesse que le soluté). Par exemple, les rayons de Stokes calculés pour le PFBA (0,28 nm), le PFOA (0,42 nm), le PFBS (0,54 nm) et le PFOS (0,63 nm) ont été comparés au rayon moyen des pores de deux membranes de NF (0,36 nm et 2,05 nm) (Li et al., 2021).

L'augmentation des propriétés hydrophobes des $PFAS_{20}$ (log D à pH neutre) avec la longueur de la chaine carbonée augmente les quantités de PFAS adsorbés sur les parties hydrophobes de la membrane. Cette accumulation de PFAS sur la membrane amplifie les forces de répulsion et augmente du taux de rejet (Li et al., 2021 ; Zhi et al., 2022).

II.3.5.3. pH et composition des eaux à traiter

Une augmentation du pH des eaux à traiter de pH 6 à pH 8 n'a aucune conséquence sur le degré de dissociation des $PFAS_{20}$ (100 % sous forme anionique) mais augmente la charge négative à la surface de la membrane (diminution du potentiel zêta) favorisant ainsi le mécanisme de rejet par répulsion électrostatique. Cet effet est cependant négligeable dans cette gamme de pH (Zeng et al., 2017).

La présence de cations divalents comme les ions calcium peut à la fois diminuer le taux de rejet des PFAS en neutralisant les charges négatives à la surface de la membrane (diminution des forces de répulsion électrostatiques) et augmenter le taux de rejet par exclusion stérique en augmentant la taille apparente des PFAS par la création de ponts entre deux molécules de PFAS (Zhao et al., 2013) (Figure 8).

La matière organique naturelle (MON) présente dans les eaux à filtrer peut former une couche colmatante sur les membranes qui peut modifier la porosité, la morphologie et la membrane à cause d'interactions hydrophobes (adsorption sur la MON) et électrostatiques (augmentation de la charge négative de surface).

II.3.5.4. Conditions de filtration

Plusieurs paramètres de filtration peuvent avoir un effet sur les taux de rejet des modules de NF et d'OI. Une augmentation de la pression transmembranaire augmente le flux de perméation ainsi que le taux de rejet car le flux de perméation pour le solvant (eau) augmente plus vite que le flux de perméation pour le soluté (PFAS) (Zhao et al., 2013). L'augmentation de la vitesse de liquide tangentielle peut limiter le phénomène de polarisation de concentration due à l'accumulation de sels à la surface de la membrane (côté alimentation) et affecter les flux de perméation et le taux de rejet.

II.3.6. Gestion des concentrats

Dans les installations de dessalement d'eau de mer par OI ou d'adoucissement partiel par NF ou par OIBP, les concentrats sont rejetés directement dans le milieu naturel. Dans le cas de l'utilisation de procédés membranaires pour le traitement des PFAS, les concentrats ne doivent absolument pas être rejetés dans l'environnement.

Pour un taux de conversion hydraulique de 80 à 90 %, les volumes de concentrats produits sont de l'ordre de 0,15 à 0,25 $m^3.m^{-3}$ d'EDCH produite et les concentrations en PFAS et en sels dissous dans les concentrats sont environ cinq à dix fois plus élevées que dans les eaux brutes. De nombreux travaux de recherche et de développement sont actuellement en cours sur les procédés d'extraction ou de concentration des PFAS présents dans les concentrats et sur les procédés de destruction des déchets concentrés produits ou sur les procédés allant

jusqu'à une minéralisation totale des PFAS (Tow et al., 2021 ; Ali et al., 2024). La gestion de ces concentrats représente, avec les coûts d'investissement et de fonctionnement d'une filtration membranaire, un des principaux freins au développement de l'OIBP de la NF pour le traitement des PFAS dans les usines de production d'eau potable.

II.3.7. Conclusions

Les procédés membranaires comme la NF (avec des seuils de coupure < 200 Da) et l'OI permettent d'éliminer les $PFAS_{20}$ dans les usines de production d'eau potable, y compris les PFAS à chaine courte. Cependant, ces procédés sont encore peu utilisés en raison de la consommation énergétique, de la consommation d'eau et la gestion des concentrats (Tableau 6). Le développement de l'OIBP moins énergivore indique que ce procédé pourrait être mis en oeuvre dans le futur, notamment pour l'élimination de micropolluants organiques polaires et de faible masse molaire (comme les $PFAS_{20}$ à courte chaine) qui ne sont pas efficacement retenus par le charbon actif.

Tableau 6 : Elimination des $PFAS_{20}$ par osmose inverse basse pression (OIBP).

Avantages	Inconvénients
- Procédés garantissant une élimination à long terme des $PFAS_{20}$, y compris des PFAS à courte chaîne (taux de rejet supérieurs à 90 %) sans les problèmes rencontrés avec le CAG (saturation du CAG, relargage de PFAS) - Co-élimination d'autres micropolluants organiques et de précurseurs de sous-produits de chloration - Co-élimination de micropolluants inorganiques	- Coûts de traitement élevés (investissements, fonctionnement, ...) - Elimination importante des sels dissous : post-traitements nécessaires (reminéralisation, équilibre calco-carbonique) - Consommation de réactifs chimiques - Gestion/traitements des concentrats contenant des polluants éternels - Traitement des micropolluants organiques par des modules membranaires pas prévue dans l'arrêté du 22 juin 2012

La bibliographie concernant l'efficacité des procédés membranaires pour l'élimination des $PFAS_{20}$ dans des installations industrielles de production d'eau potable (voire unités pilotes installés sur sites) est encore insuffisante pour le choix d'une membrane. Si les caractéristiques des membranes fournies par les fabricants (comme le seuil de coupure et le type de membrane) permettent de prédire l'efficacité d'une membrane, des études en laboratoire et à l'échelle pilote sont cependant nécessaires au cas par cas afin de sélectionner une membrane de filtration vis-à-vis de l'élimination des $PFAS_{20}$. Ces études permettent aussi de définir les conditions de fonctionnement, d'examiner le comportement et l'efficacité à long terme des membranes et de préciser les prétraitements et les post-traitements nécessaires. Il convient de rappeler que l'arrêté du 22 juin 2012 ne prévoit pas actuellement l'utilisation de modules membranaires pour l'élimination des micropolluants organiques pour la production

d'eau potable et n'a donc pas précisé des exigences minimales d'efficacité pour cette revendication.

Enfin, la gestion des concentrats sera un vrai challenge qu'il est important de considérer afin d'éviter la création de sources de contamination secondaire. En particulier, le rejet dans les milieux, s'il doit dans tous les cas respecter les normes en vigueur régissant les émissions, devrait être proscrit, afin de contribuer à l'effort général de diminution des contaminations environnementales de ces molécules ubiquistes.

II.4. Elimination des $PFAS_{20}$ par échange d'ions

II.4.1. Introduction

L'échange d'ions est un procédé dans lequel des ions présents en solution aqueuse sont remplacés par des ions de même charge présents dans un matériau solide (échangeur d'ions). Il est réalisé dans des filtres fermés sous pression. L'échange d'ions est stœchiométrique et réversible. Il modifie la composition ionique de l'eau sans modifier le nombre total de charges.

L'application la plus courante des résines échangeuses d'ions dans le domaine de l'eau potable concernent l'adoucissement de l'eau réalisé chez les particuliers avec des résines cationiques sous forme chlorure. L'utilisation des résines échangeuses d'ions dans les usines de production d'eau potable est extrêmement rare et ne concerne que quelques applications spécifiques comme l'utilisation de résines anioniques sélectives pour l'élimination des ions nitrate et perchlorate et du bore (De Dardel, 2007).

Des fabricants proposent des résines anioniques fortes sélectives pour éliminer les PFAS dans les domaines de la dépollution d'eaux souterraines et de la production d'EDCH. À ce jour, ce procédé de traitement des PFAS a été installé dans quelques petites unités de production d'eau potable à l'étranger (USEPA, 2024). Ce procédé n'est pas utilisé en France car aucun responsable de la mise sur le marché d'une résine organique échangeuse d'ions pour la rétention de PFAS ne peut fournir une attestation de conformité sanitaire pour la résine échangeuse ainsi qu'une autorisation du ministre chargé de la santé pour cette revendication (Arrêté du 22 avril 2022 ; Anses 2009) :

II.4.2. Les résines échangeuses d'ions anioniques

Les échangeurs d'ions organiques utilisés dans le domaine du traitement des eaux sont des résines organiques avec un squelette polystyrénique ou polyacrylique réticulé avec du divinylbenzène (Figure 9). La polymérisation est conduite dans des conditions qui permettent d'obtenir des billes sphériques et dures (diamètre : de 0,3 à 1,2 mm, diamètre moyen : environ 0,6 à 0,7 mm), de grande porosité (résine macroporeuse, pores ≈ 100 nm) ou de faible porosité (résine de type gel, pores ≈ 4 nm). Le squelette n'a pas de propriétés d'échange d'ions.

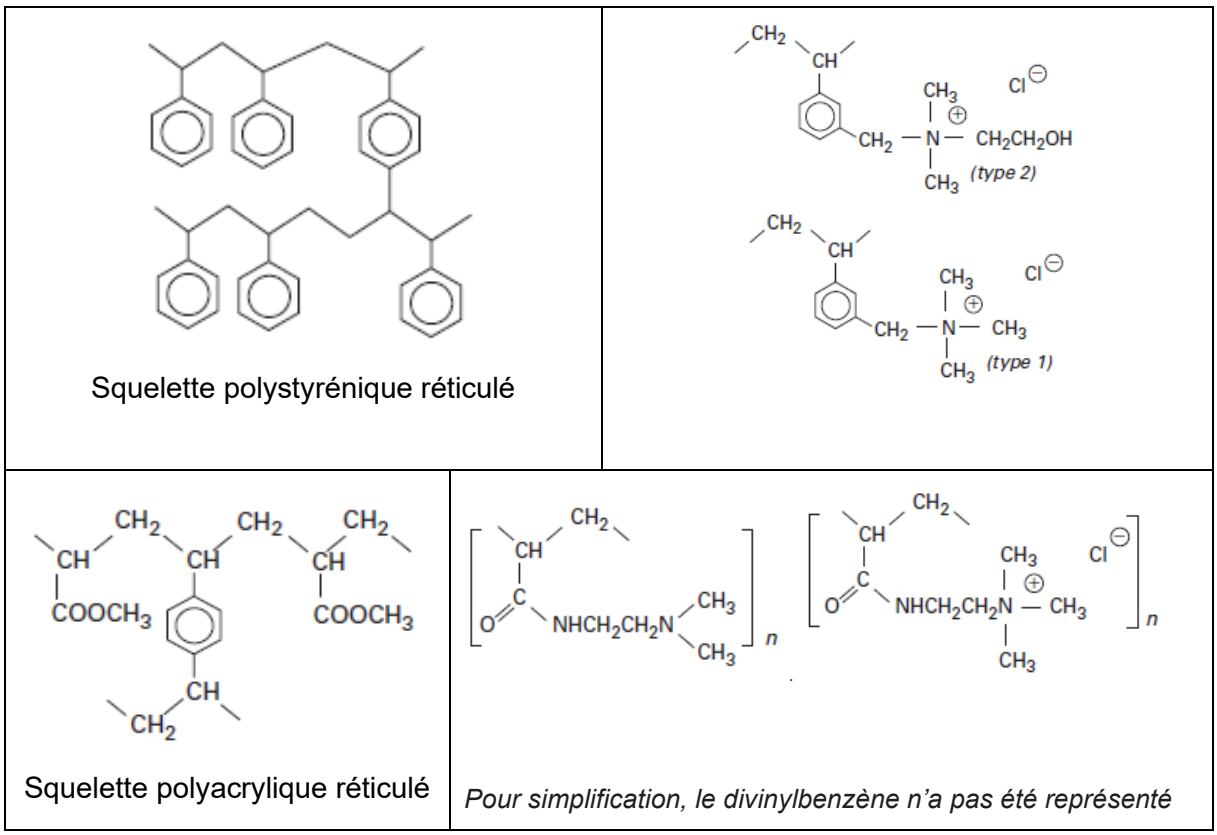


Figure 9 : Squelettes polystyrénique et polyacrylique des résines échangeuses d'ions et exemples de groupes fonctionnels des résines échangeuses d'ions anioniques (De Dardel, 2015).

Des groupes fonctionnels acides ou basiques sont greffés sur le squelette polystyrénique ou polyacrylique afin d'obtenir respectivement des résines échangeuses d'ions cationiques ou anioniques. Les résines échangeuses d'ions anioniques, utilisées pour l'élimination des anions comportent des groupes amines de basicité variable : groupes amine primaire, secondaire ou tertiaire pour les résines anioniques faibles, groupes triméthylammonium pour les résines anioniques fortes de type I les plus fortement basiques, groupes diméthyléthanolammonium pour les résines anioniques fortes de type II légèrement moins basiques. D'autres groupes comme les groupes triéthyl-, tripropyl- et tributylammonium sont aussi utilisés pour les résines anioniques pour des applications particulières Ces résines anioniques fortes qui sont les plus courantes sont capables d'éliminer tous les anions d'acides faibles et forts présents dans les eaux.

Dans le cas de l'élimination des PFAS, les fabricants de résines proposent des résines anioniques sélectives comme les résines Purolite A592E (macroporeuse) et Purofine PFA694E (gel) (Purolite), Amberlite™ PSR2 Plus (DuPont Water Solutions), CalRes 2301 (Calgon Carbon Corporation), Sorbix PURE LC (ECT2 Inc.), Tech SIR-110-HP (ResinTech Inc.) et Lewatit TP108DW (Lanxess). Ces résines sont parfois utilisées pour la rétention des ions perchlorate. Elles se distinguent des résines anioniques classiques par des groupes fonctionnels plus hydrophobes (comme le groupe tributylammonium), par une porosité particulière ou par le greffage de groupes fonctionnels spécifiques non précisés par les fabricants (Boyer et al, 2021).

Les principales caractéristiques des résines données par les fabricants sont le type de résine (gel ou macroporeux ; faible ou forte), le groupe fonctionnel (pas toujours indiqué), la capacité

totale d'échange (exprimée en équivalent par kg de résine sèche ou en équivalent par litre de résine humide), la granulométrie (fourchette granulométrique, taille effective et coefficient d'uniformité), la variation de volume lors de l'échange d'ions, la forme sous laquelle la résine est commercialisée (résine sous forme Cl^- ou OH^-) (Flowers et Singer, 2013 ; Dixit et al., 2021).

Il convient aussi de signaler que la nature chimique des groupes fonctionnels des résines anioniques peut conduire à un relargage de précurseurs de nitrosamines dans l'eau et que des précautions doivent être prises lors de leur première utilisation ou lors de la remise en route d'une installation de filtration (Flowers et Singer, 2013 ; Tisler et al., 2025). La désinfection de ces résines par du chlore libre n'est pas conseillée ou doit être faite sous certaines conditions indiquées par les fabricants.

II.4.3. Mécanismes de rétention des $PFAS_{20}$

Les $PFAS_{20}$ peuvent être éliminés par les résines anioniques fortes par une réaction classique d'échange entre un ion chlorure et un ion perfluorocarboxylate ou perfluorosulfonate :

$$R\text{-}CH_2\text{-}\overset{+}{N}(CH_2CH_2CH_2CH_3)_3\ Cl^- + PFAS^- \rightarrow R\text{-}CH_2\text{-}\overset{+}{N}(CH_2CH_2CH_2CH_3)_3\ PFAS^- + Cl^-$$

Les résines anioniques fortes sous forme chlorure peuvent aussi échanger les anions majeurs présents dans les eaux naturelles (ions sulfate, bicarbonate et nitrate) et conduire à une modification de la composition ionique de l'eau.

Des mécanismes d'adsorption des PFAS sur le squelette ou sur les groupes fonctionnels de la résine anionique forte sont aussi proposés dans la littérature pour expliquer l'élimination des PFAS. Une comparaison des propriétés adsorbantes des polymères polystyréniques et polyacryliques non greffés (squelettes des résines) et greffés (résines anioniques fortes commerciales) a montré que les squelettes polystyrénique et polyacrylique n'adsorbent pas les PFAS (Rahman et al., 2022). Une autre étude réalisée avec des résines anioniques fortes synthétisées en laboratoire avec divers groupes trialkylammonium a montré une meilleure élimination du PFOS lorsque le nombre d'atomes de carbone des trois groupes alkyles attachés à l'atome d'azote du groupe amine quaternaire augmente (Jiang et al., 2025).

Les capacités d'adsorption à l'équilibre des résines anioniques dans l'eau pure dépendent des propriétés hydrophobes du $PFAS_{20}$ et du groupe fonctionnel de la résine. À titre d'exemple, le tableau 7 présente des capacités d'adsorption obtenues à l'équilibre pour quatre $PFAS_{20}$ d'hydrophobicité croissante (PFBA < PBBS < PFOA < PFOS) et 3 résines anioniques avec des groupes fonctionnels d'hydrophobicité croissante (A600 < A 520 E < A532E) (Zaggia et al., 2016). Les résultats montrent que pour une résine donnée, les capacités d'adsorption augmentent avec les propriétés hydrophobes du PFAS et que pour un PFAS donné, les capacités augmentent avec le nombre d'atomes de carbone présents dans le groupement fonctionnel. Les résultats confirment aussi que la résine sélective pour la rétention d'anions hydrophobes (A532E) adsorbe beaucoup mieux les $PFAS_{20}$ que les deux autres résines.

Tableau 7 : Capacités d'adsorption (q_e en $mg.mg^{-1}$) mesurées à l'équilibre en réacteur discontinu[a] pour quatre PFAS sur trois résines anioniques fortes (Zaggia et al., 2016).

Résine	Type	Groupe(s) fonctionnel(s)	**PFBA** (-1,22)[b]	**PFBS** (0,25)[b]	**PFOA** (1,58)[b]	**PFOS** (3,05)[b]
			q_e	q_e	q_e	q_e
A600E	Gel	Triméthylammonium	19,1	34,6	125,2	186,2
A520E	Macro-poreuse	Triéthylammonium	29,5	53,8	134,7	210,4
A532E (résine sélective)	Gel	Trialkylammonium avec 1) 4 à 6 atomes de carbone et 2) avec 2 à 3 atomes de carbone	52,3	109,2	142,1	260,4

a) Conditions : Solutions préparées dans l'eau-ultrapure, $[PFAS]_0$ = 1000 mg L^{-1} ; [Résine] = 1 g L^{-1}, pH ajusté à pH 7,5 avec $KHCO_3$, équilibre d'adsorption atteint après au moins 80 h d'agitation.
b) Coefficients de partage octanol-eau calculés à pH 7 et donnés par Park et al.,(2020).

II.4.4. Mise en œuvre de la filtration sur résines anioniques fortes

L'élimination des PFAS dans les usines de production d'eau potable par échange d'ions est généralement effectuée dans deux filtres fermés sous pression en série avec les bases suivantes de dimensionnement préconisées par un fabricant de résine sélective : temps de contact : 1,5 à 2,5 mn par filtre, vitesse de filtration : 15 à 45 $m.h^{-1}$; hauteur de lit minimale : 0,9 m jusqu'à 30 $m.h^{-1}$; 1,1 m au-dessus de 30 $m.h^{-1}$ (Purolite). En prenant un temps de contact de 4 mn (2 mn par filtre), l'installation peut produire journellement 360 m^3 d'eau par m^3 de résine (cette valeur ne dépend de la vitesse de filtration et du débit à traiter). À débit de production d'eau potable identique, un filtre à CAG dimensionné avec un temps de contact quatre fois plus élevé (16 min) produit journellement 90 m^3 d'eau filtrée par m^3 de CAG avec un volume de CAG quatre fois plus grand que le volume de résine. Pour une application donnée, les filtres de résines anioniques seront donc beaucoup moins volumineux que les filtres à CAG.

Des prétraitements avant l'étape de filtration sur résine peuvent être nécessaires si l'eau brute contient du fer, du manganèse, des matières en suspension, de la turbidité et une concentration élevée en matière organique (COD > 1 à 2 $mg.L^{-1}$) afin de limiter une augmentation trop importante de la perte de charge (colmatage du lit, réactions de précipitation, …). La filtration sur résine est parfois mise en œuvre comme procédé d'affinage de la qualité des eaux après une filtration sur CAG.

Pour l'élimination des PFAS, les résines anioniques sont commercialisées sous forme chlorure. Avant la première utilisation, le lit de résines dans les filtres doit être lavé à contre-courant afin de rincer les résines et d'éliminer les billes de résines les plus fines en suivant les recommandations du fabricant.

Les résines échangeuses d'ions utilisées pour l'élimination des PFAS dans les usines de production d'eau potable sont à usage unique car elles sont difficilement régénérables sans ajouter un solvant organique dans la solution régénérante (Zaggia et al., 2016). Lorsque la concentration en $PFAS_{20}$ à la sortie du filtre ne respecte plus la valeur de consigne, la résine est remplacée par une résine neuve.

II.4.5. Performances de la filtration sur résines échangeuses d'ions

Les analyses réalisées sur une usine de production d'eau potable aux USA comprenant une filtration sur une résine anionique forte (Purolite FerrIX™A33E pour l'élimination de l'arsenic) ont montré après 5 et 9 mois de fonctionnement une bonne élimination des PFBS (≈ 80 %), du PFHxS et du PFOS (> 90 %) et du PFOA (≈ 75%) (Appleman et al., 2014). Par contre, les PFCA à courte chaine (PFBA, PFPeA et PFHxA) sont très mal retenus, voire désorbés (- 14 à + 14 %). En absence d'un nombre conséquent de réalisations industrielles, il n'est pas possible de prédire les performances des résines sélectives pour l'élimination des $PFAS_{20}$ dans les usines de production d'EDCH.

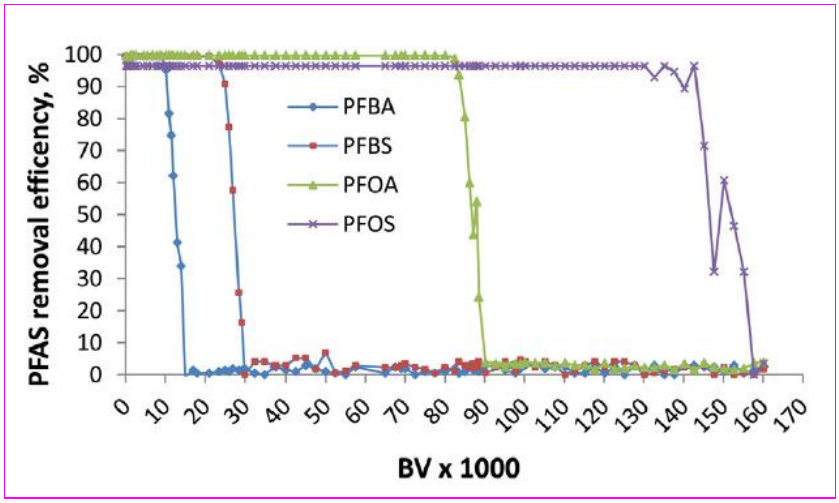
Les données bibliographiques concernant les performances des résines échangeuses d'ions pour l'élimination des PFAS proviennent uniquement d'expériences réalisées en laboratoire avec des mini-colonnes ou avec des pilotes de filtration alimentés avec des solutions de PFAS préparées dans l'eau pure ou avec des eaux naturelles contenant des PFAS (Zaggia et al., 2016 ; Woodard, Berry et Newman, 2017 ; Schaefer et al., 2019 ; Zeng et al., 2020 ; Ellis et al., 2022 ; Riegel, Haist-Gulde and Sacher, 2023 ; Cheng et al., 2025). Ces études permettent de mieux comprendre l'influence des paramètres expérimentaux sur les performances des résines mais ne peuvent pas être utilisées directement pour le dimensionnement d'une installation pour une application donnée. Ce dimensionnement nécessitera une étude pilote au cas par cas.

II.4.5.1. Influence des propriétés des PFAS

Comme dans le cas du charbon actif, les données bibliographiques montrent que les propriétés adsorbantes des résines anioniques fortes augmentent avec les propriétés hydrophobes des PFAS c'est-à-dire lorsque :

- la longueur de la chaine carbonée augmente (Figure 10) ;
- le groupe carboxylique est remplacé par un groupe sulfonique. Avec le même nombre d'atomes de carbone, les PFSA sont toujours mieux éliminés que les PFCA.

En ce qui concerne les isomères ramifiés et branchés des PFAS, McCleaf et al., (2017) n'ont pas observé une différence significative entre les rendements d'élimination des formes linéaires et ramifiées du PFHxS et du PFOS mais les rendements d'élimination ne dépassaient pas 10 % en fin d'expérience. Avec des rendements d'élimination compris entre 65 et 100 % en fin de filtration, Chow et al. (2022) ont par contre observé une meilleure élimination des formes linéaires que des formes ramifiées.



Concentrations en entrée	
PFBA	212 ng.L^{-1}
PFBS	171 ng.L^{-1}
PFOA	430 ng.L^{-1}
PFOS	29 ng.L^{-1}
Nitrate	19 mg.L^{-1}
Sulfate	44 mg.L^{-1}
pH	7,6

Figure 10 : Rendements d'élimination de quatre $PFAS_{20}$ présents dans une EDCH par filtration sur une résine anionique forte (Purolite A532E). Etude pilote : Volume de résine : 0,35 L ; Hauteur de lit 0,5 m ; Débit : 2,1 L.h^{-1}; Vitesse de filtration 3 m.h^{-1}, Temps de contact EBCT : 10 mn (Zaggia et al., 2016).

II.4.5.2. Influence de la composition physico-chimique des eaux

Les sels dissous et la matière organique naturelle qui sont présents à des concentrations de plusieurs ordres de grandeur supérieures à celles des PFAS dans les eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable peuvent impacter négativement l'efficacité des résines anioniques fortes pour l'élimination des PFAS.

Par rapport aux résultats obtenus dans l'eau pure, Rahman et al. (2022) ont montré que la présence d'ions sulfate à une concentration de 30 mg.L^{-1} diminuait les capacités d'élimination du PFOA de plus de 80 % par une résine anionique forte sélective vis-vis des ions sulfate et de moins de 20 % par une résine non sélective. Cheng, Meng et Knappe (2025) ont observé une diminution significative des performances de deux résines pour l'élimination des PFAS (filtration sur mini colonnes) après addition d'ions nitrate (1,5 mM). Cet impact négatif des ions nitrate était plus marqué avec les PFAS à courte chaine qu'avec les PFAS à longue chaine.

La matière organique naturelle (MON) présente dans les eaux peut être retenue par des résines anioniques fortes sous forme chlorure par échange d'ions avec libération d'ions chlorure et par adsorption à la surface de la résine. Les capacités de rétention du COT par les résines dépendent des caractéristiques des résines (porosité, squelette polystyrénique ou polyacrylique) et de la MON (teneurs en groupes carboxyliques, masse molaire, hydrophobicité) (Fu et Symons, 1990). L'efficacité des résines pour l'élimination des PFAS peut être impactée négativement par la présence de MON car la concentration en MON dans les eaux naturelles (0,5 à quelques mg.L^{-1}) est de plusieurs ordres de grandeur supérieure à celle des PFAS (du ng.L^{-1} à quelques µg.L^{-1}). Cet impact négatif a été confirmé en laboratoire par des expériences de filtration sur mini-colonnes avec des concentrations en COD comprises entre 0,71 et 2,21 mg C.L^{-1} (Cheng, Meng et Knappe, 2025).

Les influences des anions majeurs de l'eau et de la MON sur les performances des résines anioniques fortes doivent d'être confirmées par des études sur des installations industrielles.

II.4.5.3. Comparaison avec l'adsorption sur CAG

Plusieurs auteurs ont comparé les performances de filtres de CAG et de résines anioniques fortes alimentés en parallèle avec la même eau (McCleaf et al., 2017 ; Woodard, Berry et

Newman 2017 ; Zeng et al., 2020 ; Murray et al., 2021 ; Chow et al., 2022). Lors de ces études, les performances des matériaux sont classiquement représentées en traçant les rapports de concentrations (Csortie/Centrée) ou les rendements d'élimination des PFAS en fonction du volume d'eau filtré par volume de lit de matériau (V/V). Une attention particulière doit être faite dans la comparaison des performances des différents adsorbants étudiés car les conditions expérimentales de filtration (débit, volume de lit, temps de contact), la concentration en PFAS et la composition des eaux sont très différentes d'une étude à une autre.

La figure 11 présente un exemple typique de courbes de percée d'un filtre à CAG (Hauteur = 2,34 m ; Vitesse = 14 $m.h^{-1}$; Temps de contact EBCT = 10,3 mn) et de deux filtres de résines anioniques sélectives (Hauteur = 0,98 m ; Vitesse = 22 $m.h^{-1}$; Temps de contact EBCT = 2,7 mn) obtenues pour l'élimination de six PFCA présents dans une eau souterraine contaminée par 15 PFAS (Chow et al., 2022).

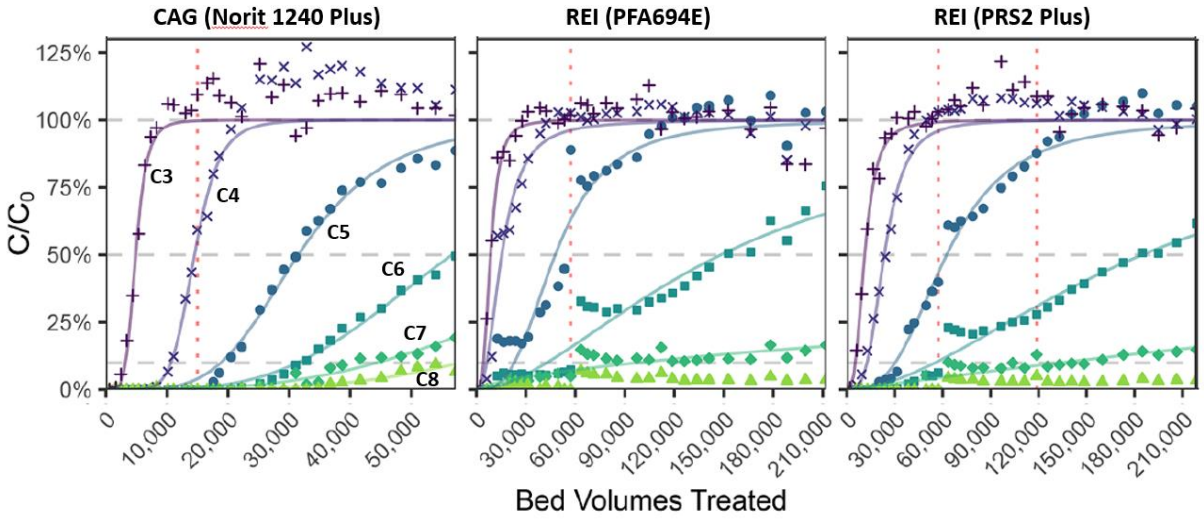


Figure 11 : Elimination de PFCA par filtration sur CAG (EBCT = 10,3 mn) et sur deux résines échangeuses d'ions sélectives pour les PFAS (EBCT = 2,7 mn). Filtres alimentés en parallèle avec la même eau souterraine contaminée par 15 PFAS dont six PFCA contenant trois (PFPrA) à huit atomes de carbone (PFOA) (Chow et al., 2022).

La comparaison des performances des matériaux sur la base des volumes d'eau filtrés par volume de matériau (V/V) indique que les résines sont beaucoup plus performantes que le charbon actif (Figure 11). L'examen des courbes de percée obtenues pour le CAG et la résine PRSD2, montrent ainsi qu'un rendement d'élimination de 50 % du PFPeA et du PFHxA est obtenu pour des volumes d'eau filtré respectivement de l'ordre de 63 000 et 180 000 V/V. Ces valeurs qui sont 2 à 3 fois plus élevées que celles obtenues avec le CAG (32 000 et 57000 V/V respectivement pour le PFPeA et le PFHxA) indiquent que les capacités d'adsorption des résines sélectives sont beaucoup plus élevées que celles du CAG. La comparaison des performances sur la base uniquement des V/V ne signifie pas que la durée de vie de la résine exprimée en jours de filtration soit plus élevée que celle du CAG car le dimensionnement des filtres est différent. Par exemple, pour les expériences de filtration sur CAG (EBCT = 10,3 mn) et sur la résine PRS2 (EBCT = 2,7 mn), les V/V obtenus pour l'obtention d'un rendement d'élimination de 50 % du PFHxA par filtration sur résine (180 000 V/V) et sur CAG (57 000 V/V) sont respectivement atteints après 337 et 408 jours de filtration.

II.4.6. Impact de l'échange d'ions sur la composition ionique de l'eau

Lors de la filtration sur une résine anionique forte sous forme chlorure, les ions sulfate, nitrate et bicarbonate présents dans les eaux à traiter peuvent être totalement échangés d'une manière stœchiométrique par des ions chlorure en tout début de filtration (Smith et al., 2023). Comme la capacité d'échange de la résine diminue en cours de filtration, les ions bicarbonate, nitrate et sulfate apparaissent successivement ensuite dans l'eau filtrée et leurs concentrations augmentent progressivement, (voire dépassent transitoirement les concentrations d'entrée pour les ions bicarbonate), alors que la concentration en ions chlorure baisse. Lorsque l'équilibre d'échange est atteint, les concentrations en ions chlorure, bicarbonate, nitrate et sulfate en entrée et en sortie du filtre sont identiques. Ces réactions d'échange conduisent à une baisse transitoire du pH et modifient la composition ionique de l'eau car les concentrations des anions varient en début de filtration jusqu'à atteinte de l'équilibre. Ces variations ont des conséquences sur le pouvoir corrosif de l'eau filtrée qui est généralement estimé à partir du rapport massique $[Cl^-] / [SO_4^{2-}]$ et de l'indice de Larson de l'eau $(([Cl^-] + [SO_4^{2-}]) / [HCO_3^-])$ avec les concentrations exprimées en milliéquivalent L^{-1}) (Smith et al., 2023). Il convient de préciser que les concentrations en anions inorganiques dans l'eau filtrée ne varient que durant les premières heures ou les premiers jours de filtration (< à << 5000 V/V ; fonction des concentrations en anions inorganiques dans l'eau brute et de la capacité d'échange de la résine), soit sur une période courte à très courte par rapport à la durée de vie de la résine pour l'élimination des PFAS.

II.4.7. Conclusions

La filtration sur résines anioniques fortes est un procédé envisageable pour le traitement des PFAS dans les usines de production d'eau potable, en alternative ou en complément d'une filtration sur charbon actif en grains. Actuellement, ce procédé n'est cependant utilisé que dans quelques usines à l'étranger. Il n'est pas encore autorisé en France car l'utilisation des résines échangeuses d'ions pour l'élimination de micropolluants organiques pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine n'est pas prévue dans la réglementation actuelle (l'arrêté du 22 avril 2022 « relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en oeuvre des résines organiques échangeuses d'ions utilisées pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique »).

Le tableau 8 qui présente les avantages et les inconvénients de la filtration sur résine échangeuse d'ions montre que les résines présentent (comme le charbon actif) une bonne efficacité pour l'élimination des $PFAS_{20}$ à longue chaine et une efficacité limitée pour les PFCA à courte chaine (PFBA, PFPeA, PFHxA).

Tableau 8 : Elimination des $PFAS_{20}$ par échange d'ions (résines anioniques fortes sélectives)**.**

Avantages	Inconvénients
- Facilité de mise en œuvre - Efficace pour l'élimination des $PFAS_{20}$ à longue chaine - Filtres 3 à 5 fois moins volumineux que les filtres à CAG - Procédé utilisable en traitement d'affinage de la qualité des eaux après une filtration sur CAG	- Procédé non autorisé actuellement en France pour l'élimination de micropolluants organiques dans les EDCH (Arrêté du 22 avril 2022) - Efficacité limitée pour l'élimination des PFAS à courte chaîne (PFBA, PFPeA et PFHxA) - Impact négatif de la salinité et de la matière organique sur les performances - Modification de la composition ionique de l'eau en début de filtration (pouvoir corrosif de l'eau) - Risque de relargage (peut-être minime) de précurseurs de nitrosamines (consignes à respecter lors de la première utilisation des résines ou après remise en route d'une installation)

Par rapport au CAG, les résines sélectives possèdent des capacités de rétention par m^3 de matériau beaucoup plus élevées. Pour une application donnée, les volumes de filtres de résine sont donc beaucoup plus faibles que les filtres à CAG et les temps de contact beaucoup plus faibles (EBCT : 3 à 5 mn contre 12 à 20 mn). Cependant, la compacité des installations de filtration sur résines qui représente le principal intérêt de ce procédé ne compense pas le coût généralement beaucoup plus élevé des résines.

Pour les applications en traitement d'eau destinée à la consommation humaine, les résines sont à usage unique car la régénération des résines usagées est difficile sans l'ajout d'un solvant organique dans les solutions régénérantes. La gestion des déchets se résume donc à la destruction des résines usagées par incinération.

Les connaissances actuelles ne permettant pas de dimensionner une installation de traitement. Tout projet d'installation de filtres de résines anioniques fortes pour l'élimination des $PFAS_{20}$ nécessite au préalable une étude pilote de longue durée au cas par cas, afin d'apporter les preuves d'efficacité de la future installation.

III. ELIMINATION DES PFAS NON REGLEMENTES

III.1. PFAS à chaine ultracourte (PFAS-UC)

III.1.1. Introduction

Les PFAS à chaine ultracourte (PFAC-UC) sont des PFCA et PFSA qui possèdent un à trois atomes de carbone. Ils sont au nombre de cinq (Tableau 9).

Tableau 9 : Les PFAS à chaine ultracourte.

Nombre d'atomes de carbone	Nom	Formule brute	Masse molaire ($g.mol^{-1}$)
1	Acide trifluorométhane sulfonique (TFMS)	CF_3SO_3H	150,1
2	Acide trifluoroacétique (TFA)	CF_3COOH	114,0
2	Acide perfluoroéthane sulfonique (PFEtS)	$CF_3CF_2\ SO_3H$	200,1
3	Acide perfluoropropanoïque (PFPrA)	CF_3CF_2COOH	164,0
3	Acide perfluoropropane sulfonique (PFPrS)	$CF_3CF_2CF_2SO_3H$	250,1

Compte tenu de difficultés analytiques et de l'absence de limites de qualité pour les EDCH, les PFAS-UC ont été beaucoup moins recherchés que les $PFAS_{20}$ dans les eaux naturelles et les EDCH. Cependant, ils sont maintenant de plus en plus souvent suivis par les autorités sanitaires car leur accumulation dans l'environnement devient préoccupante, et en particulier celle du TFA (Arp et al., 2024). Une campagne nationale exploratoire (2023-2026) du laboratoire d'hydrologie de Nancy (LHN) de l'Anses mandatée par la Direction générale de la santé (DGS) est actuellement en cours pour le suivi de 34 PFAS dont les PFAS-UC.

III.1.2. Elimination dans les usines de production d'eau potable

III.1.2.1. Elimination par adsorption sur charbon actif et échange d'ions

Par rapport aux $PFAS_{20}$, les PFAS-UC sont plus polaires, moins hydrophobes car la chaine carbonée est plus courte et donc plus difficilement éliminables par filtration sur CAG et sur résines anioniques fortes. Les expériences de filtration en laboratoire confirment que le TFA et le PFPrA sont moins bien éliminés que le PFBA et le TFMS, le PFEtS et le PFPrS moins bien retenus que le PFBS (Chow et al., 2022, et figure 11 pour les PFCA). Comme dans le cas du PFBA et du PFBS, le PFEtS et le PFPrS sont beaucoup mieux retenus que le PFPrA (Chow et al., 2022).

Les données concernant l'efficacité des procédés d'adsorption sur charbon actif et d'échange d'ions pour l'élimination des PFAS à chaine ultracourte dans les usines de production d'EDCH sont très rares.

La figure 12 présente les rendements d'élimination des différentes classes de PFAS dans 11 usines de production d'eau potable aux Pays-Bas alimentées avec des eaux de surface. Pour chaque usine, des échantillons d'eau ont été prélevés le même jour à l'entrée et à la sortie de la filière de traitements. Les analyses de TFA, PFPrA, PFEtS et de PFPrS ont montré que les concentrations en PFPrA, PFEtS et en PFPrS dans les eaux brutes ne dépassaient pas respectivement 2,18 $ng.L^{-1}$, 0,11 $ng.L^{-1}$ et 0,04 $ng.L^{-1}$ et étaient souvent non détectés (LOD :0,04 $ng.L^{-1}$) alors que les concentrations en TFA étaient comprises 82 $ng.L^{-1}$ et 642 $ng.L^{-1}$ (Sadia et al., 2023).

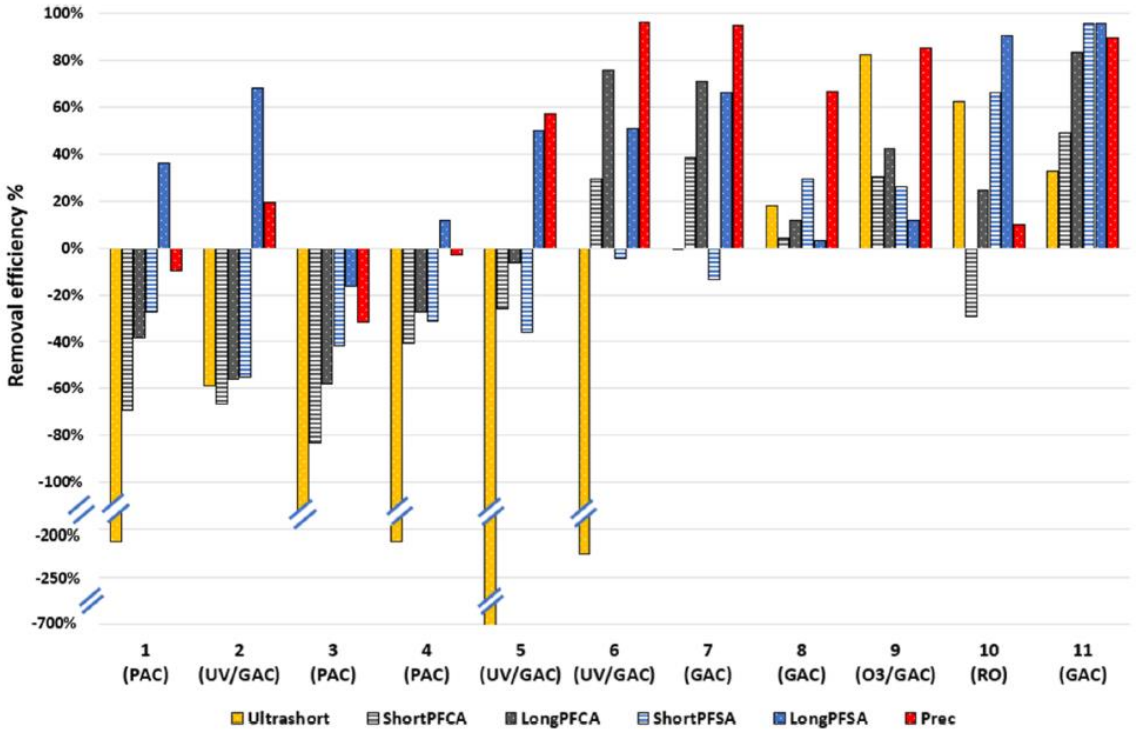


Figure 12 : Rendements d'élimination des différentes classes de PFAS (56 PFAS analysés) mesurés sur 11 usines de production d'eau potable (analyse ponctuelle, un seul échantillon prélevé en entrée et en sortie d'usine) alimentées avec des eaux de surface. Classes : ultracourts (C2-C3), PFCA courts (C4-C6), PFCA longs (C7-C14), PFSA courts (C4-C6), PFSA longs (C7-C10) et Préc : une variété de précurseurs (C4-C24) (Sadia et al., 2023)

La figure 12 montre que les rendements d'élimination des PFAS-UC par les usines équipées uniquement d'un traitement d'adsorption sur charbon actif (usines 1, 3, 4, 7, 8 et 11) étaient compris entre -200 % (désorption) et +20 %. Pour les usines ayant en plus un procédé d'oxydation chimique (usines 2, 5, 6 et 9), les rendements d'élimination du TFA étaient compris entre -700 % (usine 5 : 130 ng.L^{-1} en entrée et 1100 ng.L^{-1} en sortie) et +80 %. Par ailleurs, le PFPrA a été quantifié jusqu'à des niveaux de concentrations de 65 ng.L^{-1} dans les EDCH produites par certaines usines alors qu'il n'a pas été détecté dans les eaux brutes. Les auteurs ont attribué les rendements négatifs du TFA à une possible désorption du TFA et/ou à une production de TFA lors d'une dégradation de précurseurs par voie biologique ou chimique au sein de la filière de traitement. Ces hypothèses n'ont pas pu être validées faute d'informations sur les conditions exactes d'exploitation des filières de traitement et d'absence de données analytiques en amont et en aval de chaque étape traitement. Il convient aussi de noter qu'il est impossible de distinguer les contributions respectives de la biodégradation et de la désorption à l'augmentation des concentrations en PFCA et PFSA lors d'un traitement par charbon actif.

En ce qui concerne l'élimination des PFAS-UC par échange d'ions, la figure 13 montre l'évolution des concentrations en TFA, chlorure, nitrate et sulfate à la sortie d'un filtre de résine échangeuse d'ions installé dans une usine de production d'eau potable en Allemagne dans le but de réduire la concentration en ions sulfate (durée de cycle pour les ions sulfate avant régénération : 18 h).

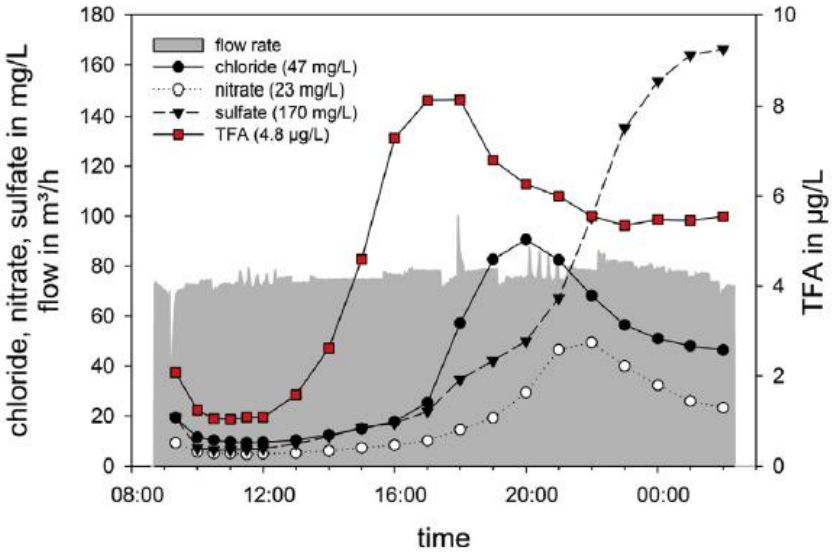


Figure 13 : Courbes de percée du TFA, Cl^-, NO_3^- et SO_4^{2-} d'un filtre d'échange d'ions installé sur une usine de production d'eau potable en Allemagne en vue de diminuer la concentration en ions sulfate (Volume de résine : 40 m^3 ; débit 70 $m^3.h^{-1}$). Les concentrations entre parenthèses représentent les concentrations en entrée du filtre (Scheurer et al., 2017).

La figure 13 montre une élimination partielle du TFA durant les 5 premières heures de filtration puis la concentration devient temporairement très supérieure à la concentration d'entrée (4,8 µg.L^{-1}) lorsque les concentrations en anions inorganiques commencent à augmenter dans l'eau filtrée. Après 18 heures de filtration, la totalité du TFA retenu durant les premières heures de filtration a été désorbée et le rendement global d'élimination du TFA durant un cycle de filtration est nul. L'utilisation de ce filtre pour diminuer la concentration en TFA nécessiterait une régénération après seulement cing heures de filtration.

Pour conclure, les procédés d'adsorption et d'échange d'ions ne sont pas efficaces pour éliminer les PFAS-UC. Au contraire, les phénomènes de désorption peuvent conduire temporairement à des concentrations beaucoup plus élevées en PFAS-UC dans l'eau traitée que dans l'eau brute et ce phénomène de désorption sera beaucoup plus marqué pour le TFA et le PFPreA que pour le PFBA qui est le $PFAS_{20}$ le moins adsorbable.

III.1.2.2. Elimination par osmose inverse basse pression

Compte tenu de la masse molaire des PFAS-UC (114 à 255 g.mol^{-1}), ces micropolluants ne peuvent être éliminés que par OI (Scheurer et al., 2017 ; Jovanovic et al., 2024). Des essais en laboratoire ont ainsi montré des taux de rejet supérieurs à 90 % pour les PFAS-UC par OIBP dans une configuration en trois étages de filtration avec un taux de conversion hydraulique de 85 % (Jovanovic et al., 2024). Par rapport aux $PFAS_{20}$, les interactions hydrophobes entre les PFAS-UC et la membrane d'osmose participent d'une manière moins importante que les interactions électrostatiques dans les mécanismes de rejet des PFAS-UC par les membranes.

Afin d'illustrer l'efficacité de l'OI, la figure 14 montre les rendements d'élimination du TFA obtenus sur un pilote avec deux membranes commerciales d'OI présentant des taux de rejet de 99,3 et à 99,7 % pour NaCl (Scheurer et al., 2017). Ce pilote a été alimenté avec l'eau brute d'une usine de production d'eau potable contenant une concentration en TFA de l''ordre de 5 µg.L^{-1} (composition donnée dans la figure 13) .

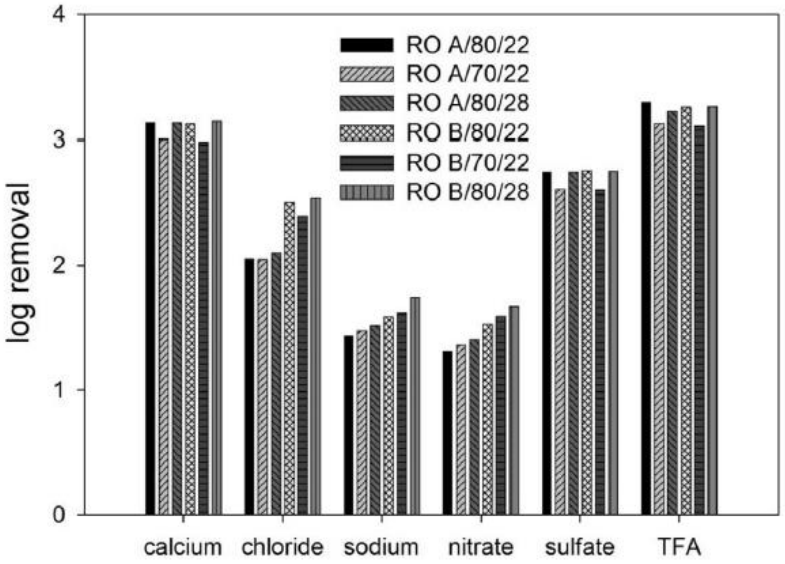


Figure 14 : Rendements d'élimination du TFA et des ions inorganiques par deux modules d'osmose inverse (A et B) fonctionnant à des taux de conversion hydraulique de 70 ou 80 %, un flux de perméation de 22 ou 28 $L.m^{-2}.h^{-1}$ et des pressions comprises entre 6 et 10 bars (Scheurer et al., 2017).

Dans l'étude pilote, la concentration en TFA dans les perméats a toujours été inférieure à la limite de quantification de 0,05 $\mu g.L^{-1}$ et les taux de rejet du TFA supérieurs à 99,9 % malgré la faible masse molaire du TFA. Ces taux de rejet sont comparables à ceux obtenus pour les ions calcium (Figure 14).

III.1.2.3. Formation de TFA dans les usines de production d'eau potable

Comme mentionné ci-dessus, la biodégradation de précurseurs est parfois évoquée pour expliquer l'augmentation de la concentration en TFA (et d'autres PFCA et FFSA à chaine courte) à la sortie de filtres à CAG. Cette biodégradation n'a jamais été démontrée et parait peu probable dans les conditions de fonctionnement des filtres à CAG (Rahman, Peldszus et Anderson, 2014).

Dans les usines de production d'eau potable comportant une étape d'ozonation, la formation de TFA peut se produire lors de l'oxydation de composés pharmaceutiques et de pesticides contenant un groupe $-CF_3$ (Scheurer et al., 2017). Des expériences d'ozonation de solutions de fluoxétine, fluopyram, flurtamone, flufenacet, tembotrione ou de sitagliptine dans l'eau pure (concentration : 100 $\mu g.L^{-1}$) ont ainsi montré une production de TFA avec des rendements molaires compris entre 0,04 et 0,4 mole de TFA par mole de précurseur. Les plus fortes productions ont été obtenues avec les molécules possédant un noyau aromatique substitué par un groupe CF_3 (Figure15).

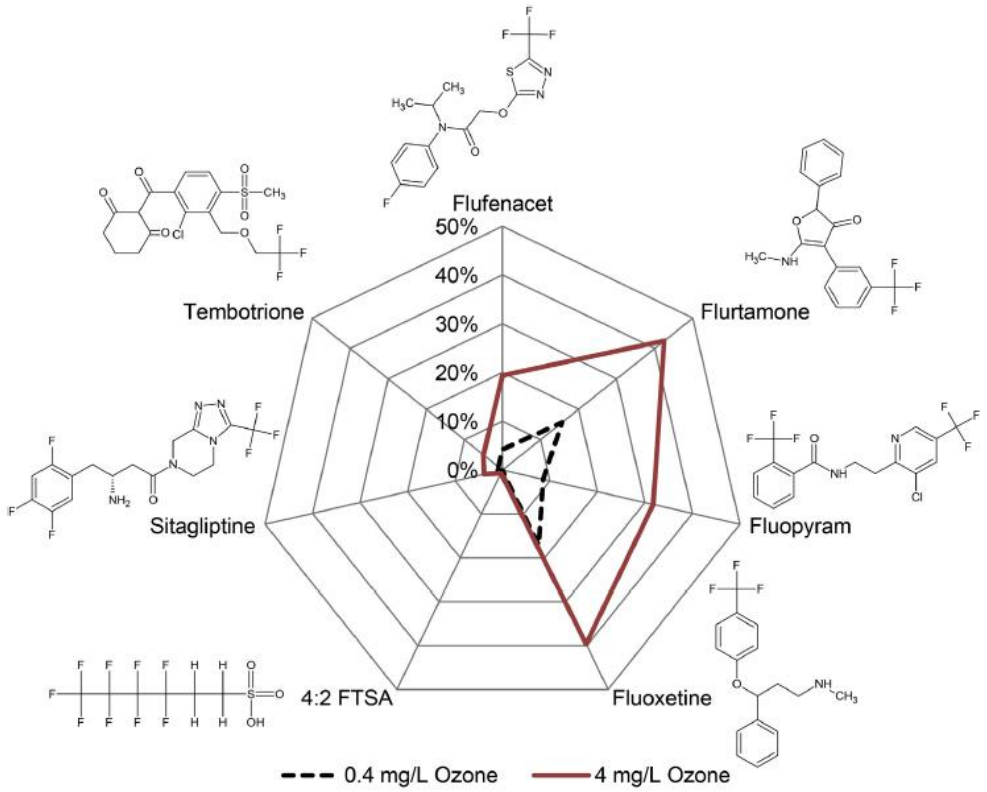


Figure 15 : Rendements molaires de formation de TFA lors de l'ozonation de molécules possédant un groupe CF_3 (100 µg.L^{-1})après un temps de contact de 60 mn (Scheurer et al., 2017).

Ces résultats doivent cependant être confirmés dans les réacteurs d'ozonation installés dans les usines de production d'EDCH. Ces travaux complémentaires permettraient aussi d'identifier d'autres précurseurs éventuels de TFA par ozonation et de préciser les productions maximales de TFA qui peuvent être ainsi obtenues dans les EDCH.

III.2. Elimination des autres PFAS (dont précurseurs)

III.2.1. Introduction

Les PFAS autres que les PFCA et PFSA sont très nombreux et appartiennent à plusieurs sous-classes de composés perfluorés (comme les perfluoroalcanes sulfonamides et les acides perfluoroalkyl éther, etc), et polyfluorés (comme les fluorotélomères TFOH et TFS, dérivés alkylés des perfluoroalcane sulfonamides, les acides polyfluoroalkyl éthers…) (Anses 2011 ; ITRC). Parmi les PFAS non réglementés, on peut distinguer les précurseurs qui peuvent potentiellement conduire à la formation de PFCA et PFSA et les PFAS précurseurs alternatifs qui ne peuvent être dégradés en PFCA et PFSA. Certaines sous-classes de PFAS sont beaucoup plus facilement dégradables que les PFCA et les PFSA car ils possèdent des liaisons C-H et des groupes oxydables. Leur dégradation dans l'environnement conduit à la formation de nombreux autres PFAS (intermédiaires réactionnels) et de PFCA et PFSA comme produits finaux de dégradation. La dégradation par voie chimique de ces précurseurs de PFCA et PFSA suivie de l'analyse spécifique de chaque PFCA ou PFSA libéré représente une méthode utilisée par des chercheurs pour estimer la concentration totale en précurseurs non identifiés dans une eau (« TOP assay » = Total Oxidizable Precursors assay; Houtz et al., 2012, Tsou et al., 2023).

Seulement quelques dizaines de PFAS non réglementés ont été recherchés dans les eaux naturelles et les EDCH. Cela explique le faible nombre de travaux consacrés à l'étude de leur élimination dans les usines de production d'EDCH.

III.2.2. Elimination par adsorption sur charbon actif, échange d'ions et par les procédés membranaires

Tous les PFAS non réglementés peuvent potentiellement être éliminés par adsorption sur charbon actif ou sur résines échangeuses d'ions mais ces procédés ne seront utilisés que si doses de charbon actif ou si les durées de vie des filtres à CAG ou de résine sont acceptables sur le plan technico-économique. Compte tenu de la grande diversité des PFAS non réglementés, il est plus difficile de prédire les performances du charbon actif et des résines qu'avec les $PFAS_{20}$ et des études au cas par cas doivent être réalisées.

Quelques études expérimentales réalisées avec des eaux contenant plusieurs familles de PFAS permettent de comparer les possibilités d'élimination de différentes familles de PFAS non réglementés par rapport celles des PFAS20. Ainsi, pour une longueur de chaine fluorée à quatre atomes de carbone, les courbes de percée de filtres à CAG ont montré que le perfluorobutanesulfonamide (FBSA : CF3(CF2)3SO3NH2) est un peu mieux retenu que le PFBS (CF3(CF2)3SO3H), lui-même beaucoup mieux retenu que le PFBA (CF3(CF2)3CO2H) (Chow et al., 2022). Ce classement est en accord avec ceux observés par (McCleaf et al. (2017) pour le FOSA (CF3(CF2)7SO3NH2) et par (Rodowa et al., 2020) pour le FHxSA (CF3(CF2)5SO3NH2) En comparant l'adsorption sur charbon actif des isomères linéaires de PFAS à six atomes de carbone (L-PFHpA, LPFHxS, L-6:2 FTSA, et L-FHxSA), Rodowa et al., 2020 ont classé les groupes fonctionnels dans l'ordre croissant d'adsorbabilité : -COO− < –SO3- < –CH2CH2SO3-< –SO2NH-). Dans le cas des dérivés alkylés des perfluoroalcane sulfonamides, les capacités d'adsorption sur charbon actif peuvent dépendre de la longueur de la chaine carbonée du PFAS ou de la nature des groupes alkyles portées l'atome d'azote du groupe sulfonamide (Wang et al., 2020).

Dans une étude sur l'adsorption de 6 acides perfluoroalkyl éther carboxyliques (PFECA avec une à quatre liaisons éther : PFMOPrA, PFMOBA, PFPrOPrA, PFO2HxA, PFO3OA et PFO4DA) sur du charbon actif en poudre, Sun et al. (2016) ont montré que les PFECA sont moins bien retenus que les PFCA avec la même longueur de chaine et que les rendements d'élimination des PFECA augmentent avec la longueur de la chaine. Parmi ces PFECA, le PFPrOPrA dont le sel d'ammonium est le Gen X qui a remplacé le PFOA est plus difficile à éliminer sur charbon actif que le PFOA.

En ce qui concerne les résines échangeuses d'ions (très peu de données bibliographiques), le PFBS est mieux retenu que le FBSA lui-même beaucoup mieux retenu que le PFBA (Chow et al., 2022). Le 6:2 FTSA est un peu moins bien retenu que le PFHxA mais beaucoup mieux que le PFHxS (Woodard, Berry et Newman, 2017). Les performances des résines pour l'élimination de certains PFAS non réglementés peuvent dépendre du pH ou des charges sur le PFAS (anionique, neutre, cationique ou zwitterionique).

Avec des masses molaires supérieures à 150-200 $g.mol^{-1}$, tous les PFAS non réglementés peuvent être éliminés par OIBP. L'efficacité de la NF dépendra du seuil de coupure de la membrane et des propriétés physiques des PFAS qui peuvent avoir une influence sur les mécanismes de rejet des PFAS (hydrophobicité, charges électriques présentes sur le PFAS).

III.2.3. Dégradation des PFAS au sein des filières de traitement

III.2.3.1. Dégradation par voie biologique

Dans les usines de production d'eau potable, les réactions de biodégradation ne peuvent se dérouler que dans les filtres à CAG. Si les conditions sont favorables (température, EBCT), ces réactions permettent d'éliminer les petites molécules très biodégradables constituant le carbone organique dissous biodégradable (par des bactéries hétérotrophes aérobies) et de nitrifier l'azote ammoniacal éventuellement présent à l'état de traces (par des bactéries autotrophes aérobies). L'étude de la biodégradation des précurseurs de PFCA et PFSA a fait l'objet de nombreux travaux de recherche afin de mieux comprendre le devenir dans l'environnement et dans les stations d'épuration par voie biologique (Liu et al., 2013, Zhang et al., 2021 ; Zhang et al., 2022). Ces travaux sont souvent réalisés dans des conditions expérimentales (fortes concentrations en précurseurs et en nutriments, température, souches bactériennes, …) très éloignées de celles rencontrées dans les filtres à CAG. Sur des usines de production d'eau potable, la biodégradation de précurseurs a été proposée par des chercheurs comme cause possible de l'augmentation des concentrations en PFCA à courte chaine lors de la filtration sur CAG mais cela n'a jamais été démontré.

III.2.3.2. Dégradation par voie chimique

III.2.3.2.1. Dégradation par ozonation (ozone moléculaire et radical hydroxyle)

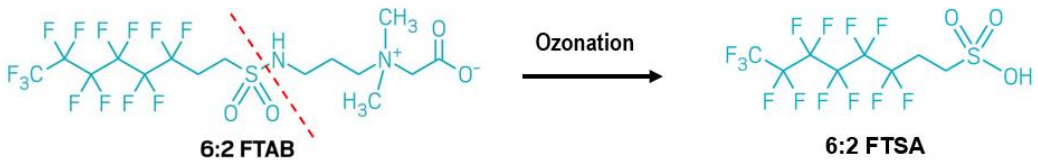
Lors d'une ozonation, l'ozone peut réagir sur les composés organiques par deux voies réactionnelles : une voie directe par l'ozone moléculaire (O_3) et une voie indirecte par l'intermédiaire du radical hydroxyle libéré lors de la décomposition de l'ozone dans l'eau. Sur le plan cinétique, la vitesse de dégradation d'un micropolluant organique M peut être décrite par la relation suivante :

$$-d[M]/dt = (k_{O3}\,[O_3] + k_{OH}\,[OH^\bullet])\,[M]$$

où k_{O3} et k_{OH} représentent respectivement les constantes cinétiques absolues d'ordre 2 de réaction de O_3 et de $OH^\bullet$ sur M (en $M^{-1}.s^{-1}$).

La connaissance des valeurs de k_{O3} et k_{OH} permet d'évaluer les possibilités de dégradation du micropolluant M lors d'une ozonation d'EDCH (Ozone dissous : 0,5 $mg.L^{-1}$ durant 5 à 10 mn). Une dégradation significative (environ 50 %) d'un PFAS lors de l'ozonation des EDCH peut être attendue si k_{O3} est proche de 100-200 $M^{-1}.s^{-1}$. Dans le cas d'une oxydation par voie radicalaire, k_{OH} doit être de l'ordre de (3 à 5) 10^9 $M^{-1}.s^{-1}$ et l'eau à traiter doit avoir élevé (pH > 7,8) et contient très peu de pièges à radicaux $OH^\bullet$ (COD < 0,5 $mg.L^{-1}$ et TAC < 5 °f).

Les analyses de PFAS réalisées dans les usines de production d'EDCH sont très rares et concernent surtout les PFCA et PFSA qui sont totalement récalcitrants à une oxydation par O_3 et $OH^\bullet$. Boiteux et al. (2017) ont cependant observé une dégradation totale du 6:2 FTAB en 6:2 FTSA lors de l'étape d'ozonation dans une usine de production d'EDCH :



Le mécanisme et la cinétique d'oxydation du 6:2 FTAB par l'ozone ne sont pas connus.

Dans une usine de production d'eau potable aux USA, Venkatesan, Lee et Gobler (2022) ont montré que le traitement par le procédé H_2O_2/UV (procédé qui génère des radicaux $OH^\bullet$)

conduisait à une augmentation jugée significative par les auteurs de la concentration totale des sept PFCA et PFSA quantifiés (passage de 20 à 28 ng.L^{-1}) due essentiellement à une augmentation de la concentration PFBA.

Dans le cadre d'une étude sur un projet de réutilisation d'une eau usée urbaine traitée, Xin et al. (2024) ont montré que l'ozonation d'une usée traitée (3 mg O_3.L^{-1}, temps de contact : 20 mn) ne conduisait qu'à une augmentation faible de la concentration totale des huit PFCA analysés (0,5 à 1 ng.L^{-1}) et des 7 PFSA analysés (5 à 5,5) et n'avait pas d'impact sur la concentration totale des 11 précurseurs analysés (-0,1 à -0,2 ng.L^{-1}). Avant ozonation, les concentrations totales en PFCA, PFSA et en précurseurs étaient respectivement de l'ordre de 20, 16 et 3,5 ng.L^{-1}). Après l'application de la méthode du TOP assay, les concentrations totales en PFCA et en PFSA étaient de l'ordre de 35 et de 18 ng.L^{-1} et les analyses indiquaient que les précurseurs non identifiés étaient surtout des précurseurs de PFOA et de PFBS.

Des études réalisées en laboratoire ont montré que des précurseurs peuvent être dégradés par le radical $OH^{\bullet}$. Dans le domaine de la production d'EDCH, le radical peut être généré lors de la mise en œuvre de procédés avancés d'oxydation (comme les procédés H_2O_2/UV, O_3/UV et O_3/H_2O_2, interdits en France) et de l'ozonation. Le tableau 10 liste les sous-produits d'oxydation identifiés à partir de quelques précurseurs.

Tableau 10 : Sous-produits de dégradation de quelques précurseurs par le radical $OH^{\bullet}$.

Précurseur	**Méthode de génération de $OH^{\bullet}$**	**Sous-produits identifiés**	**Référence**
N-EtFOSE	$HO^{\bullet}$ (simuilateur Suntest >290nm, +H_2O_2)	N-EtFOSAA N-EtFOSA FOSAA, FOSA, PFOA	Plumlee et al., 2009 Nguyen et al., 2013
N-EtFOSAA		N-EtFOSA FOSAA, FOSA, PFOA	Plumlee et al., 2009 Plumlee et al., 2009
N-EtFOSA		FOSAA, FOSA, PFOA	Plumlee et al., 2009
FOSAA		FOSA, PFOA	
6:2 FTSA	$OH^{\bullet}$ (H_2O_2/UV et O_3/H_2O_2)	PFHpA, PFHxA, PFPeA, PFBA, PFPrA, TFA, F^-, CO_2	Yang et al., 2014
6:2 FTUCA	Ozone Ozone/H2O2	PFHxA	Anumol et al., 2016 Anumol et al., 2016
8:2 FTUCA	Ozone Ozone/H2O2	PFOA majoritaire PFHpA	
PFOAB	$OH^{\bullet}$ (O_3, pH 7,9)	PFOA	Xiao et al., 2018
PFOAAmS	$OH^{\bullet}$ (O_3, pH 7,	PFOA	Xiao et al., 2018
TAmPr-FASA-PrA	$HO^{\bullet}$ (H_2O_2/UV,	FASA FASAA PFSA PFCA	Gonda et al., 2023
CMeAmPr-FASA-PrA			
CEtAmPr-FASA-PrA			
AmPr-FASA-PrA			
AmPr-FASA			
OAmPr-FASA			

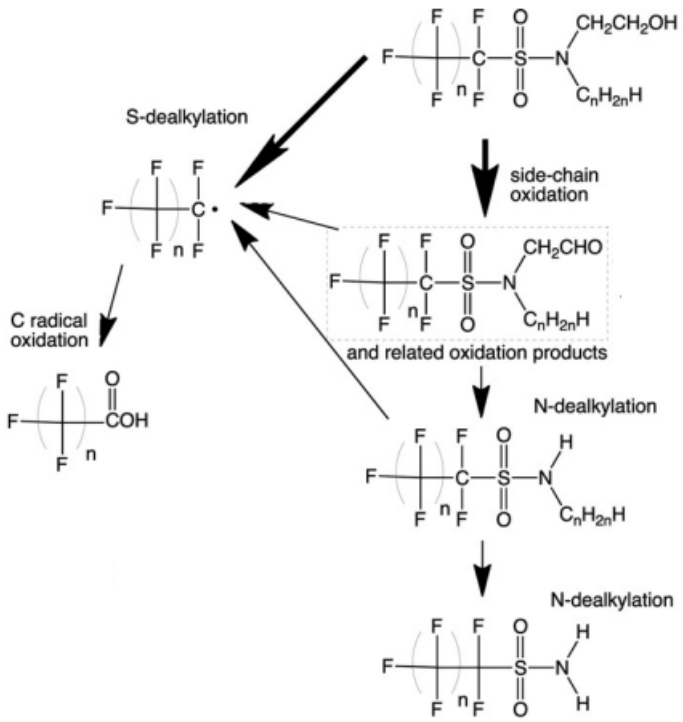


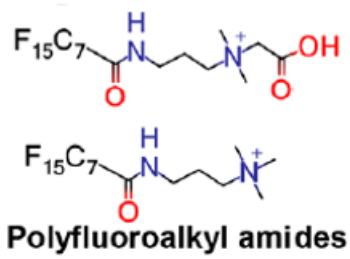
Figure 16 : Schéma simplifié de dégradation par le radical hydroxyle des N-alkyl perfluorosulfonamidoéthanol (Exemple N-ethyl perfluorooctanesulfonamidoéthanol, N-EtFOSE) (Nguyen, Reinhard et Gin, 2013).

La figure 16 qui présente le schéma de dégradation du N-ethyl perfluorooctanesulfonamidoéthanol (N-EtFOSE) par le radical hydroxyle (produit par photolyse solaire de H_2O_2) conduit à la formation de PFOA et de FOSA comme produits finaux de réaction (non oxydables par HO•. La dégradation passe par la formation de plusieurs autres PFAS comme intermédiaires suite à des réactions d'oxydation du groupe alcool, de réactions de N-déalkylation successives pour donner le FOSA, et de réactions de S-déalkylation puis d'oxydation du radical pour donner le PFOA. L'étude cinétique réalisée par les auteurs a montré que la réaction la plus rapide est la réaction de HO• sur le N-EtFOSE (étape initiale) avec une constante cinétique de l'ordre de 1,05 x 10^9 $M^{-1}.s^{-1}$. Cet ordre de grandeur pour la valeur de constante cinétique indique que le N-EtFOSE ne sera pratiquement pas dégradé par voie radicalaire lors de l'ozonation des eaux dans les usines de production d'EDCH. La seule voie possible de dégradation du N-EtFOSE pourrait être une attaque par l'ozone moléculaire mais cette réaction n'a pas été étudiée.

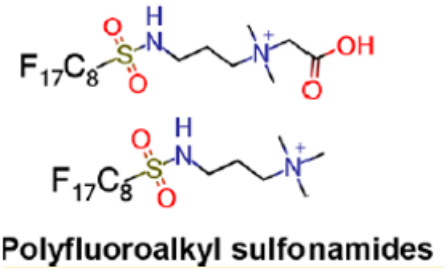
III.2.3.2.2. Dégradation par chloration

Le chlore est le réactif oxydant généralement utilisé pour assurer la désinfection finale des EDCH grâce au maintien d'une concentration résiduelle de chlore libre (de l'ordre de 0,3 $mg.L^{-1}$) jusqu'au robinet du consommateur. Compte tenu du temps de séjour de l'eau dans les réservoirs de chloration (de l'ordre de 0,5 à 2 h) et dans le réseau de distribution (jusqu'à 24 à 72 h), le chlore libre pourrait réagir sur des PFAS possédant des sites actifs suffisamment réactifs avec le chlore.

Xiao et al. 2018 ont étudié la chloration de deux polyfluoroalkyles amides et de deux polyfluoroalkyle sulfonamides :



PFOAB (haut) et PFOAAmS (bas)



PFOSB (haut) et FOSAmS (bas)

Les solutions de précurseurs ont été préparées en laboratoire dans une eau de rivière clarifiée (COT : 4 mg.L^{-1}, pH 7,9 ; [Précurseur] : 0,1-0,2 µM), avec des doses de chlore libre (5,1 mg.L^{-1}) et des temps de chloration allant jusqu'à 100-120 h. La chloration a conduit à une dégradation des deux polyfluoroalkyles amides avec formation de quantités significatives de PFOA (Eau de rivière : 0,46 à 0,6 mol.mol^{-1} ; Eau distillée 0,43 à 0,95 mol.mol^{-1}) alors que les deux polyfluoroalkyles sulfonamides sont beaucoup plus stables en présence de chlore libre et produisent des quantités négligeables de PFOS (0,002 à 0,005 mol.mol^{-1}). La plus forte réactivité du chlore sur les polyfluoroalkyles amides a été expliquée par une plus forte réactivité du chlore sur le groupement amide que sur le groupement sulfonamide (Figure 18).

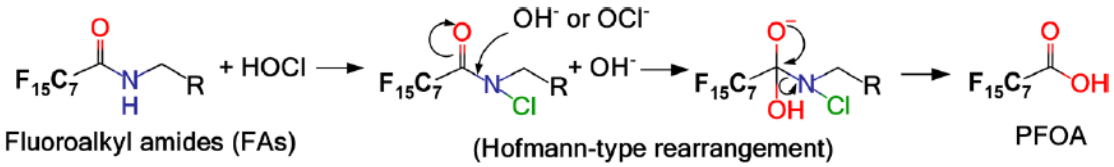


Figure 18 : Mécanisme de formation du PFOA par chloration de polyfluoroalkyles amides proposé par Xiao et al. (2018).

Li et al. (2023) et Sun et al. (2025) ont montré que certains dérivés N-substitués du polyfluoroalkylsulfonamide (comme le N-AP-FHXSA) et certains fluorotélomères (comme le N-CMAmP-6:2 FOSA ou 6:2 FTAB) sont rapidement dégradés par le chlore à pH neutre (Figure 19).

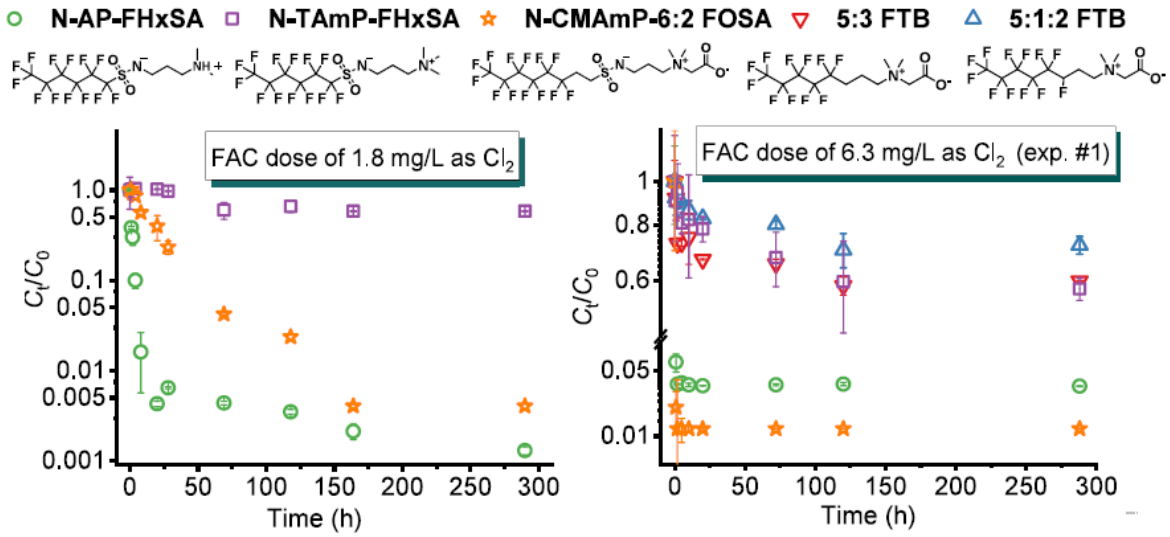


Figure 19 : Cinétique de disparition de deux dérivés N-substitués du perfluorohexanesulfonamide et de trois fluorotélomères par le chlore libre (1,8 ou 6,3 mg Cl_2.L^{-1}) à pH 7,4 ([PFAS]$_0$ 1 µM). (Sun et al., 2025).

Les mécanismes de chloration ne sont pas bien connus. La chloration du N-AP-FHXSA conduit à la formation de FHxSA, PFHxA et de PFHxS (Figure 20) comme produits finaux de réaction avec des rendements molaires respectivement de l'ordre de l'ordre de 20, 2 et 2 % après 150 h de réaction. Le FHxSA ne réagit pas avec le chlore libre malgré la présence d'un groupe NH_2. La chloration du N-TAmP-FHxSA conduit aussi à la formation de FHxSA, PFHxA et de PFHxS avec des rendements molaires du même ordre de grandeur alors que le N-CMAmP-6:2 FOSA (6:2 FTAB) conduit quantitativement à la formation de PFHxA (Sun et al., 2025).

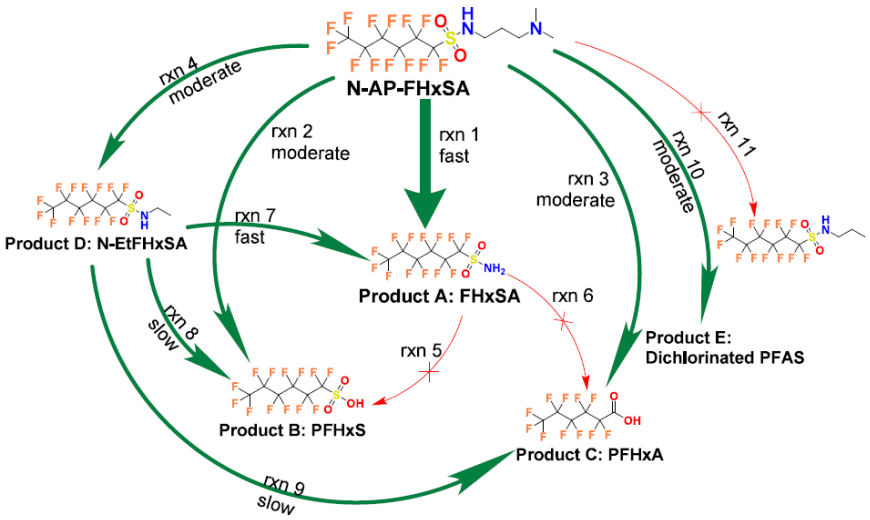


Figure 20 : Schéma de dégradation du N-AP-FHxSA par le chlore conduisant à la formation de produits finaux stables : FHxSA, PFHxAet PFHxS (Sun et al., 2025).

Ces résultats indiquent que le N-AP-FHxSA et le N-CMAmP-6:2 FOSA (ou 6:2TFAB) pourraient être significativement dégradés par le chlore libre dans les réservoirs de stockage et les réseaux de distribution pour donner du FHxSA, PFHxS et du PFHxA.

III.2.3. Conclusions

Tout d'abord, il convient de rappeler que la règlementation française actuelle concernant les concentrations limites de PFAS dans les EDCH ne concerne que le paramètre $\Sigma PFAS_{20}$. La présence d'autres PFAS dans les eaux brutes pourrait nécessiter une surveillance particulière s'ils donnent lieu à la formation de $PFAS_{20}$ dans la filière de traitement (étapes d'ozonation, filtration sur CAG) ou dans les réservoirs de chloration et le réseau de distribution (réactions avec le chlore).

À l'exception des PFAS-UC, tous les PFAS non réglementés peuvent potentiellement être éliminés par adsorption sur charbon actif et en particulier par filtration sur CAG s'ils ont une capacité d'adsorption sur charbon actif supérieure à celles du PFOA. Sinon, seule l'OIBP garantit une élimination de tous les PFAS y compris le TFA.

En ce qui concerne les possibilités de transformation des PFAS (et en particulier des précurseurs de $PFAS_{20}$), les données bibliographiques indiquent que des PFAS peuvent être dégradés par ozonation (comme le 6:2 FTAB en 6:2 FTSA) ou par chloration (comme certains polyfluoroalkyl sulfonamides). Cependant, les données bibliographiques sont encore trop

rares par rapport à la diversité des PFAS non réglementés et pas toujours exploitables car les conditions expérimentales sont souvent très éloignées des conditions réelles rencontrées dans les usines de production d'eau potable.

Enfin, la formation de sous-produits d'oxydation de PFAS comme les $PFAS_{20}$ par ozonation ou par chloration est probablement faible car l'ozonation est de moins en moins employée dans les usines de production d'EDCH et que la chloration finale est pratiquée en dernière étape de traitement et les que les précurseurs de PFAS seront donc éliminés en même temps que les $PFAS_{20}$ par la filtration sur CAG.

IV. Conclusions

IV.1. Procédés d'élimination des PFAS réglementés ($PFAS_{20}$)

Les données bibliographiques concernant l'efficacité des filières de traitement sur l'élimination des $PFAS_{20}$ sont encore très rares et souvent limitées à des analyses ponctuelles d'un faible nombre de $PFAS_{20}$ dans l'eau brute et l'eau traitée ou en amont et en aval d'une étape de traitement. Ces études ont cependant montré que la clarification (coagulation-floculation-décantation-filtration sur sable) n'est pas efficace (rendements < 20 % pour les $PFAS_{20}$ à longue chaîne) pour éliminer les $PFAS_{20}$. En raison de leur structure chimique (absence de liaison C-H, de double liaison C=C et de groupes oxydables, liaison C-F très forte, pas d'absorption dans l'UV), les $PFAS_{20}$ ne sont pas dégradables par voie chimique (ozone, chlore, dioxyde de chlore), photochimique (lors de la désinfection UV) et biologique. Par contre, seules les filières de traitement incluant un procédé membranaire (NF ou OI), un procédé d'adsorption sur charbon actif ou une filtration sur une résine échangeuse d'ions permettent d'obtenir de bons rendements d'élimination de tous les $PFAS_{20}$ ou de certaines classes de $PFAS_{20}$ (Tableau 11).

Adsorption sur charbon actif

Les capacités d'adsorption sur charbon actif augmentent lorsque la longueur de la chaine carbonée hydrophobe augmente et pour un même nombre d'atomes de carbone, les PFSA sont mieux retenus que les PFCA. Les isomères linéaires sont aussi un peu mieux adsorbés que les isomères ramifiés. Sur le plan appliqué, l'élimination des $PFAS_{20}$ les moins adsorbables (PFCA à courte chaine : PFBA voire PFPeA et PFHxA) peut être parfois très problématique sur le plan technico-économique, notamment lorsqu'ils représentent les PFAS prépondérants dans les eaux brutes.

Parmi les procédés d'adsorption, la filtration sur CAG représente la technologie la plus courante. Elle est généralement mise en œuvre avec une vitesse de filtration de l'ordre de 10 $m.h^{-1}$ et un temps de contact de 15 mn (EBCT) et une hauteur de lit de CAG de 2,2 m. La filtration sur CAG peut potentiellement éliminer tous les $PFAS_{20}$ en début de filtration. La saturation progressive du lit de CAG par les micropolluants organiques et par la matière organique (paramètre COD ou COT) présents dans l'eau brute conduit à une percée des filtres par les $PFAS_{20}$ les moins adsorbables dans l'eau filtrée puis à une désorption temporaire de ces mêmes $PFAS_{20}$ en raison des phénomènes d'adsorption compétitive. Cette désorption explique les rendements négatifs d'élimination de certains PFAS (le PFBA en particulier) observés dans les usines de production d'EDCH. Le CAG doit être renouvelé ou régénéré lorsque la concentration totale en $PFAS_{20}$ à la sortie du filtre ne respecte plus la limite de qualité de 100 $ng.L^{-1}$. La durée de vie du CAG avant son remplacement représente un paramètre important pour la sélection du CAG et pour l'évaluation du coût de traitement. Une durée de vie minimale de 40 000 à 50 000 V/V serait idéale (soit un remplacement tous les 12 à 15 mois minimum) mais peut être difficilement atteignable en cas de fortes concentrations

en $PFAS_{20}$ et en matière organique dans l'eau brute ou d'une forte prédominance de $PFAS_{20}$ à courte chaine.

Les procédés plus récents d'adsorption mettant en œuvre du charbon actif en poudre (CAP) dans un réacteur agité ou du charbon actif en micrograins (µCAG) dans un réacteur à lit fluidisé avec un renouvellement continu du CAP ou du µCAG peuvent aussi retenir les $PFAS_{20}$. Ces procédés présentent quelques avantages par rapport à la filtration sur CAG comme une cinétique d'adsorption plus rapide car la granulométrie du charbon actif est plus fine, l'absence d'une période d'arrêt pour le renouvellement du charbon actif usagé, et la possibilité d'adapter la dose d'adsorbant (ou la quantité d'adsorbant dans le réacteur) en cas de variations de la qualité des eaux brutes. Pour ces procédés, la dose de CAP ou du µCAG (généralement de l'ordre de 10 à 50 $g.m^{-3}$ d'eau à traiter) représente un paramètre important pour la sélection du charbon et l'évaluation du coût de traitement. Comme dans le cas du CAG, le traitement d'eaux brutes contenant de fortes concentrations de $PFAS_{20}$ avec une proportion importante de PFCA à courte chaine et de matière organique naturelle peut être problématique car elle peut nécessiter des doses élevées de CAP ou de µCAG.

Filtration membranaire (nanofiltration et osmose inverse)

Compte tenu des masses molaires des $PFAS_{20}$ (de 214 à 750 $g.mol^{-1}$), l'efficacité de la NF dépend du seuil de coupure des membranes et des mécanismes de rejet des solutés par les membranes. Les membranes de NF présentant un seuil de coupure faible (proche de 150 à 200 Da) peuvent rejeter tous les $PFAS_{20}$ avec des rendements supérieurs à 85-90 % pour le plus petit $PFAS_{20}$ (PFBA) par un mécanisme d'exclusion stérique (taille du PFAS supérieure à la taille des pores). La NF peut aussi rejeter des $PFAS_{20}$ de masse molaire inférieure au seuil de coupure des membranes (ou taille de $PFAS_{20}$ inférieure à la taille des pores) par divers mécanismes comme (exemples) la répulsion électrostatique entre les charges négatives de la membrane et celles des $PFAS_{20}$ (totalement sous forme carboxylate ou sulfonate au pH des eaux) et les interactions hydrophobes entre la membrane et la chaine carbonée des $PFAS_{20}$ qui conduisent à une adsorption des $PFAS_{20}$ sur la membrane. L'OI (seuil de coupure inférieur à 100 Da) permet de rejeter tous les $PFAS_{20}$ y compris les PFAS à chaine courte avec des rendements très supérieurs à 90 %. L'OIBP qui est un procédé moins énergivore que l'OI (pression transmembranaire plus faible) tout en permettant des flux de perméation élevés commence à se développer avec la réalisation d'installations pour l'adoucissement partiel des EDCH. L'OIBP peut aussi être déployée dans le futur pour l'élimination de tous les micropolluants organiques polaires et de faible masse molaire qui ne sont pas efficacement retenus par le charbon actif (comme les $PFAS_{20}$ à courte chaine).

Tableau 11 : Comparaison des procédés envisageables pour l'élimination des $PFAS_{20}$ dans les usines de production d'eau potable

Paramètres	Filtration sur charbon actif en grains	Echange d'ions (résines sélectives)	Osmose inverse basse pression/nanofiltration
Procédé pour la production d'EDCH	Procédé courant et éprouvé pour l'élimination de micropolluants organiques (pesticides, métabolites, ..)	Installations très rares (traitement de nitrate, perchlorate, bore)	Très rares installations (études, projets en cours pour OIBP)
Retour d'expériences pour PFAS	Données très insuffisantes	Données très insuffisantes (et aucune réalisation en France)	Données très insuffisantes
Contrainte réglementaire (France)	Aucune	Obtention ACS	Procédé pas prévu pour traitement de micropolluants organiques (arrêté du 22 juin 2012)
Efficacité $PFAS_{20}$ à courte chaine (C4-C5)	Limitée pour PFCA (C4-C5)	Limitée pour PFCA (C4-C5)	Elimination > 90 % (NF) ; > 95 % (OIBP)
Efficacité $PFAS_{20}$ à longue chaine (≥C7)	Efficace	Efficace	Elimination 95 - 99 %
Sensibilité aux variations de [PFAS] en entrée	Sensible	Sensible	Robuste
Impact de la salinité	Aucun impact	Impact négatif (sulfate, nitrate)	Robuste
Impact du COT/COD	Impact négatif (adsorption compétitive)	Impact négatif (adsorption compétitive)	Robuste
Co-élimination d'autres µpolluants organiques	Très bonne efficacité	Moins efficace que CAG	Très bonne efficacité
Co-élimination COT/COD	Bonne efficacité (CODB et précurseurs de sous-produits de chloration)	Moins efficace que CAG	Très bonne efficacité
Compacité des installations	Volume de CAG 5 fois plus grand que volume de REI (si $EBCT_{REI} = EBCT_{CAG}/5$)	Volume de REI 5 fois plus faible que volume de REI (si $EBCT_{REI} = EBCT_{CAG}/5$)	Très compacte
Taux de récupération d'eau traitée	99-100 %	99-100 %	80-85 % (concentrats)
Actions sur les sels dissous	Aucun effet	Modification des teneurs en chlorure et sulfate (corrosivité)	Elimination partielle à totale
Consommation de réactifs chimiques	Aucun	Aucun	Séquestrants (eau brute), reminéralisation, mise à l'équilibrer
Taux de récupération de l'eau traitée	99-100 %	99-100 %	80-85 %
Production de déchets	CAG usagé régénérable	Résine usagée (usage unique)	Concentrats liquides (gros volumes, PFAS et sels)
Devenir des déchets	Régénération du CAG (≈ 90 % du CAG usagé réutilisé)	Incinération (résine à usage unique)	Travaux R&D en cours pour définir les meilleures filières de traitement
Problématique principale	Elimination des PFCA à courte chaine	Elimination des PFCA à courte chaine	Gestion des concentrats

Il convient aussi de signaler que l'arrêté du 22 juin 2012 ne prévoit pas actuellement l'utilisation de modules membranaires pour l'élimination des micropolluants organiques pour la production d'EDCH. Cependant, la DGS a récemment saisi l'Anses afin d'étudier, au regard de la bibliographie existante, l'opportunité de modifier l'annexe 6 de l'arrêté afin d'étendre les

revendications d'efficacité reconnues, pour certains types de filtration membranaire, aux molécules organiques (dont pesticides et PFAS).

Enfin, la gestion des concentrats sera un vrai challenge qu'il est important de considérer afin d'éviter la création de sources de contamination secondaire par des PFAS. En particulier, le rejet dans les milieux, s'il doit dans tous les cas respecter les normes en vigueur régissant les émissions, devrait être proscrit, afin de contribuer à l'effort général de diminution des contaminations environnementales de ces molécules ubiquistes.

Traitement des $PFAS_{20}$ par échange d'ions

Les résines échangeuses d'ions utilisées pour l'élimination des $PFAS_{20}$ sont des résines anioniques fortes qui possèdent des groupes ammonium quaternaires chargés positivement (comme $([\text{-N}(CH_2CH_2CH_2CH_3)_3]^+$). La rétention des $PFAS_{20}$ ne résulte pas uniquement de réactions d'échange d'ions mais également (voire principalement) de réactions d'adsorption sur les chaines alkyles des groupes fonctionnels. Les $PFAS_{20}$ adsorbés ne pouvant pas être désorbés lors d'une régénération par une saumure sans addition d'un solvant organique (comme le méthanol), les résines employées pour l'élimination des PFAS pour la production d'EDCH sont à usage unique. Comme pour le charbon actif, les rendements d'élimination des $PFAS_{20}$ par les résines anioniques fortes augmentent avec la longueur de la chaine carbonée des PFCA ou des PFSA, sont plus élevés avec les PFSA qu'avec les PFCA (avec le même nombre d'atomes de carbone) et avec les isomères linéaires qu'avec les isomères ramifiés.

Pour l'élimination des PFAS, la filtration sur résines échangeuses d'ions est réalisée avec deux filtres en série, avec des temps de contact (EBCT) de 1,5 à 2,5 mn par filtre et une vitesse de filtration de l'ordre de 15 à 45 $m.h^{-1}$. Le volume de résine est 3 à 5 fois plus faible que le volume de CAG pour une application donnée. La compacité des installations de filtration sur résines échangeuses d'ions représente le principal intérêt de ce procédé mais elle n'est pas compensée par le coût généralement beaucoup plus élevé des résines.

La comparaison des courbes de percée de filtres de résines et de CAG alimentés en laboratoire avec la même eau contaminée par des $PFAS_{20}$ démontrent qu'un rendement donné d'élimination des PFAS est généralement obtenu avec des valeurs de V/V qui sont deux à cinq fois (voire 10 fois) plus élevées avec les résines anioniques sélectives qu'avec les CAG commerciaux couramment utilisés dans les usines de production d'eau potable. La comparaison des performances sur la base uniquement des V/V ne signifie pas que la durée de vie de de la résine exprimée en jours de filtration soit plus élevée que celle du CAG car le dimensionnement des filtres est différent. Les performances des filtres de résines anioniques fortes peuvent être impactées négativement par les ions sulfate et nitrate et par la matière organique naturelle qui sont présents à des concentrations de plusieurs ordres de grandeur supérieures à celles des PFAS dans les eaux brutes.

Il convient aussi de rappeler que l'arrêté du 22 avril 2022 « relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en oeuvre des résines organiques échangeuses d'ions utilisées pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique » ne prévoit pas l'utilisation de résines échangeuses d'ions pour l'élimination de micropolluants organiques.

IV.2. Procédés d'élimination des PFAS non réglementés

PFAS à chaine ultracourte (PFAS-UC)

Parmi les cinq PFAS-UC (TFA, PFPrA, TFMS, PFEtS et PFPrS)), le TFA est pratiquement omniprésent dans toutes les eaux brutes utilisées pour la production d'EDCH et dans les EDCH à des concentrations allant de quelques dizaines de $ng.L^{-1}$ (LOQ vers 30-50 $ng.L^{-1}$) à quelques $\mu g.L^{-1}$. Le TFA représente parfois à lui seul plus de 90 voire 99 % de la concentration totale des PFAS quantifiés. Avec une masse molaire comprise entre 114,1 $g.mol^{-1}$ (TFA) et 250,1 $g.mol^{-1}$ (PFPrS), seule l'OI ou l'OIBP permet de garantir une bonne élimination des PFAS-UC avec des rendements supérieurs à 90 voire 99 %.

Lors de l'ozonation des EDCH, du TFA peut potentiellement être formé à partir de pesticides et de médicaments possédant un groupe CF_3 et en particulier à partir des composés possédant un cycle aromatique portant un groupe CF_3. Des travaux de recherche complémentaires sont nécessaires afin d'identifier les précurseurs qui peuvent effectivement donner du TFA dans les conditions d'ozonation des EDCH.

Autres PFAS non réglementés (précurseurs)

Tous les PFAS non réglementés autres que les PFAS-UC peuvent potentiellement être éliminés par adsorption sur charbon actif et en particulier par filtration sur CAG s'ils ont une capacité d'adsorption sur charbon actif égale ou supérieure à celle du PFOA. Sinon, seule l'OIBP garantit une élimination de tous ces PFAS.

Par définition, les précurseurs de PFAS sont moins stables que les $PFAS_{20}$ en raison de l'existence dans leur structure de sites d'attaque pour une réaction par voie biologique ou chimique. Les données bibliographiques indiquent que des PFAS peuvent être dégradés par ozonation (comme le 6:2 FTAB en 6:2 FTSA) ou par chloration (comme certains polyfluoroalkyl sulfonamides). Cependant, les données bibliographiques sont encore trop rares par rapport à la diversité des PFAS non réglementés et pas toujours exploitables car les conditions expérimentales souvent très éloignées des conditions réelles rencontrées dans les usines de production d'eau potable.

V. Bibliographie

V.I . Références bibliographiques

Aa, NGFM van der, J Hartmann, et CE Smit. 2022. « PFAS in Nederlands drinkwater vergeleken met de nieuwe Europese Drinkwaterrichtlijn en relatie met gezondheidskundige grenswaarde van EFSA ». Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM. https://doi.org/10.21945/RIVM-2022-0149.

Ali, Sharafat, Ruonan Wang, Haiou Huang, Shunde Yin, et Xianshe Feng. 2024. « Per- and Polyfluoroalkyl Substance Separation by NF and RO Membranes: A Critical Evaluation of Advances and Future Perspectives ». *Environmental Science: Water Research & Technology* 10 (9): 1994-2012. https://doi.org/10.1039/D4EW00066H.

Anses. 2009. « Lignes directrices pour l'évaluation des échangeurs d'ions utilisés pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine ». saisines 2006-0286 et 2006-0350.

Anses, LHN. 2011. « Campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine ».

Anumol, Tarun, Sonia Dagnino, Darcy R. Vandervort, et Shane A. Snyder. 2016. « Transformation of Polyfluorinated Compounds in Natural Waters by Advanced Oxidation Processes ». *Chemosphere* 144 (février):1780-87. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.070.

Appleman, Timothy D., Christopher P. Higgins, Oscar Quiñones, Brett J. Vanderford, Chad Kolstad, Janie C. Zeigler-Holady, et Eric R.V. Dickenson. 2014. « Treatment of Poly-

and Perfluoroalkyl Substances in U.S. Full-Scale Water Treatment Systems ». *Water Research* 51 (mars):246-55. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.067.

Arp, Hans Peter H., Andrea Gredelj, Juliane Glüge, Martin Scheringer, et Ian T. Cousins. 2024. « The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA) ». *Environmental Science & Technology* 58 (45): 19925-35. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06189.

Baudin, Isabelle, et C anselme. 1995. « Production d'eau potable par couplage de l'ultrafiltration sur membranes et de l'adsorption sur charbon. », 182.

Belkouteb, Nadine, Vera Franke, Philip McCleaf, Stephan Köhler, et Lutz Ahrens. 2020. « Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in a Full-Scale Drinking Water Treatment Plant: Long-Term Performance of Granular Activated Carbon (GAC) and Influence of Flow-Rate ». *Water Research* 182 (septembre):115913. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913.

Bellona, Christopher, Jörg E Drewes, Pei Xu, et Gary Amy. 2004. « Factors Affecting the Rejection of Organic Solutes during NF/RO Treatment—a Literature Review ». *Water Research* 38 (12): 2795-2809. https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.03.034.

Bertanza, Giorgio, Giacomo Umberto Capoferri, Massimo Carmagnani, Francesco Icarelli, Sabrina Sorlini, et Roberta Pedrazzani. 2020. « Long-Term Investigation on the Removal of Perfluoroalkyl Substances in a Full-Scale Drinking Water Treatment Plant in the Veneto Region, Italy ». *Science of The Total Environment* 734 (septembre):139154. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139154.

Boiteux, Virginie, Xavier Dauchy, Cristina Bach, Adeline Colin, Jessica Hemard, Véronique Sagres, Christophe Rosin, et Jean-François Munoz. 2017. « Concentrations and Patterns of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in a River and Three Drinking Water Treatment Plants near and Far from a Major Production Source ». *Science of The Total Environment* 583 (avril):393-400. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.079.

Bonvin, F, T Merle, et R Wiget. 2024. « Traitement des métabolites du chlorothalonil par charbon actif super fin et ultrafiltration ». Journées Information Eaux Poitiers, octobre 8.

Boyer, Treavor H., Yida Fang, Anderson Ellis, Rebecca Dietz, Youn Jeong Choi, Charles E. Schaefer, Christopher P. Higgins, et Timothy J. Strathmann. 2021. « Anion Exchange Resin Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Impacted Water: A Critical Review ». *Water Research* 200 (juillet):117244. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117244.

Cantoni, Beatrice, Andrea Turolla, Jörg Wellmitz, Aki S. Ruhl, et Manuela Antonelli. 2021. « Perfluoroalkyl Substances (PFAS) Adsorption in Drinking Water by Granular Activated Carbon: Influence of Activated Carbon and PFAS Characteristics ». *Science of The Total Environment* 795 (novembre):148821. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148821.

Cheng, Lan, Pingping Meng, et Detlef R.U. Knappe. 2025. « Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Fixed Bed Anion Exchange Reactors: Factors Determining PFAS Uptake Capacity and Models Predicting PFAS Breakthrough ». *Water Research* 268 (janvier):122629. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122629.

Chow, Steven J., Henry C. Croll, Nadezda Ojeda, Jamie Klamerus, Ryan Capelle, Joan Oppenheimer, Joseph G. Jacangelo, Kellogg J. Schwab, et Carsten Prasse. 2022. « Comparative Investigation of PFAS Adsorption onto Activated Carbon and Anion Exchange Resins during Long-Term Operation of a Pilot Treatment Plant ». *Water Research* 226 (novembre):119198. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119198.

Crone, Brian C., Thomas F. Speth, David G. Wahman, Samantha J. Smith, Gulizhaer Abulikemu, Eric J. Kleiner, et Jonathan G. Pressman. 2019. « Occurrence of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Source Water and Their Treatment in Drinking

Water ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 49 (24): 2359-96. https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1614848.

Dauchy, Xavier, Virginie Boiteux, C. Bach, et Christophe Rosin. 2016. « Devenir des PFAS (alkyls per- et polyfluorés) dans les filières de traitement d'eau potable ». Journées Information Eaux Poitiers.

De Dardel, François. 2007. « Les résines échangeuses d'ions en traitement d'eau potable ».

De Dardel, François. 2015. « Échange d'ions. Principes de base. »

DiStefano, Rebecca, Tony Feliciano, Richard A. Mimna, Adam M. Redding, et John Matthis. 2022. « Thermal Destruction of PFAS during Full-scale Reactivation of PFAS-laden Granular Activated Carbon ». *Remediation Journal* 32 (4): 231-38. https://doi.org/10.1002/rem.21735.

Dixit, Fuhar, Rahul Dutta, Benoit Barbeau, Pierre Berube, et Madjid Mohseni. 2021. « PFAS Removal by Ion Exchange Resins: A Review ». *Chemosphere* 272 (juin):129777. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129777.

Ellis, Anderson C., Charlie J. Liu, Yida Fang, Treavor H. Boyer, Charles E. Schaefer, Christopher P. Higgins, et Timothy J. Strathmann. 2022. « Pilot Study Comparison of Regenerable and Emerging Single-Use Anion Exchange Resins for Treatment of Groundwater Contaminated by per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) ». *Water Research* 223 (septembre):119019. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119019.

Eschauzier, Christian, Erwin Beerendonk, Petra Scholte-Veenendaal, et Pim De Voogt. 2012. « Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain ». *Environmental Science & Technology* 46 (3): 1708-15. https://doi.org/10.1021/es201662b.

Extrait d'AVIS de l'Anses relatif à une demande d'autorisation d'utilisation d'un procédé mettant en œuvre des membranes d'osmose inverse basse pression « TORAY TEP-HA » pour l'élimination de 26 pesticides et métabolites en vue de la production d'eau destinée à la consommation humaine ». 2023. Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 11 décembre 2023. https://www.anses.fr/fr/content/extrait-avis-2023-sa-0148.

Flores, Cintia, Francesc Ventura, Jordi Martin-Alonso, et Josep Caixach. 2013. « Occurrence of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoate (PFOA) in N.E. Spanish Surface Waters and Their Removal in a Drinking Water Treatment Plant That Combines Conventional and Advanced Treatments in Parallel Lines ». *Science of The Total Environment* 461-462 (septembre):618-26. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.026.

Flowers, Riley C., et Philip C. Singer. 2013. « Anion Exchange Resins as a Source of Nitrosamines and Nitrosamine Precursors ». *Environmental Science & Technology* 47 (13): 7365-72. https://doi.org/10.1021/es4003185.

Fu, Paul L.K., et James M. Symons. 1990. « Removing Aquatic Organic Substances by Anion Exchange Resins ». *Journal AWWA* 82 (10): 70-77. https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1990.tb07039.x.

Gonda, Nicholas, Sarah Choyke, Charles Schaefer, Christopher P. Higgins, et Bettina Voelker. 2023. « Hydroxyl Radical Transformations of Perfluoroalkyl Acid (PFAA) Precursors in Aqueous Film Forming Foams (AFFFs) ». *Environmental Science & Technology* 57 (21): 8053-64. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08689.

HCSP. 2024. « Gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés PFAS dans les EDCH ». *Rapport de l'HCSP*. Paris: Haut Conseil de la Santé Publique. https://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=1409.

Houtz, Erika F., et David L. Sedlak. 2012. « Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff ». *Environmental Science & Technology* 46 (17): 9342-49. https://doi.org/10.1021/es302274g.

ITRC. 2023. « PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances ». https://pfas-1.itrcweb.org/.

Jiang, Xiangzhe, Yihua Luo, Shuang Mu, Bojiang Meng, Wei Wang, Gang Yu, et Shubo Deng. 2025. « Structure-Selectivity Relationship of Anion Exchange Resins with Different Quaternary Amine Functional Groups for Highly Selective Removal of PFAS from Chromium-Plating Wastewater ». *Water Research* 268 (janvier):122749. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122749.

Jonkers, Wendy A., Emile R. Cornelissen, et Wiebe M. De Vos. 2023. « Hollow Fiber Nanofiltration: From Lab-Scale Research to Full-Scale Applications ». *Journal of Membrane Science* 669 (mars):121234. https://doi.org/10.1016/j.memsci.2022.121234.

Jovanovic, B, M gavach, Delphine Steinmann, R Du Besset, Isabelle Baudin, L Dechaux, et N. Noyon. 2024. « Comparaison de 3 technologies pour le traitement de 42 PFAS en production d'eau – Approche multicritère. » Journées Information Eaux Poitiers.

Kim, Ki Yong, Okon Dominic Ekpe, Heon-Jun Lee, et Jeong-Eun Oh. 2020. « Perfluoroalkyl Substances and Pharmaceuticals Removal in Full-Scale Drinking Water Treatment Plants ». *Journal of Hazardous Materials* 400 (décembre):123235. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123235.

Konradt, Norbert, Jan Gerrit Kuhlen, Hans-Peter Rohns, Birgitt Schmitt, Uwe Fischer, Timo Binder, Vera Schumacher, et al. 2021. « Removal of Trace Organic Contaminants by Parallel Operation of Reverse Osmosis and Granular Activated Carbon for Drinking Water Treatment ». *Membranes* 11 (1): 33. https://doi.org/10.3390/membranes11010033.

Li, Mu, Feiyun Sun, Wentao Shang, Xiaolei Zhang, Wenyi Dong, Zijun Dong, et Shuaifei Zhao. 2021. « Removal Mechanisms of Perfluorinated Compounds (PFCs) by Nanofiltration: Roles of Membrane-Contaminant Interactions ». *Chemical Engineering Journal* 406 (février):126814. https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126814.

Li, Zhigang, Yao Lu, Tianyu Chen, Anen He, Ying Huang, Lingxiangyu Li, Wenxiao Pan, et al. 2023. « Generation Mechanism of Perfluorohexanesulfonic Acid from Polyfluoroalkyl Sulfonamide Derivatives During Chloramination in Drinking Water ». *Environmental Science & Technology* 57 (47): 18462-72. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07881.

Liu, Caihong, Xiaoqing Zhao, Andreia F. Faria, Katherine Y. Deliz Quiñones, Chuhui Zhang, Qiang He, Jun Ma, Ye Shen, et Yue Zhi. 2022. « Evaluating the Efficiency of Nanofiltration and Reverse Osmosis Membrane Processes for the Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Water: A Critical Review ». *Separation and Purification Technology* 302 (décembre):122161. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122161.

Liu, Jinxia, et Sandra Mejia Avendaño. 2013. « Microbial Degradation of Polyfluoroalkyl Chemicals in the Environment: A Review ». *Environment International* 61 (novembre):98-114. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.08.022.

McCleaf, Philip, Sophie Englund, Anna Östlund, Klara Lindegren, Karin Wiberg, et Lutz Ahrens. 2017. « Removal Efficiency of Multiple Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in Drinking Water Using Granular Activated Carbon (GAC) and Anion Exchange (AE) Column Tests ». *Water Research* 120 (septembre):77-87. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.057.

Mohammad, A.W., Y.H. Teow, W.L. Ang, Y.T. Chung, D.L. Oatley-Radcliffe, et N. Hilal. 2015. « Nanofiltration Membranes Review: Recent Advances and Future Prospects ». *Desalination* 356 (janvier):226-54. https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.043.

Murray, Conner C., Robert E. Marshall, Charlie J. Liu, Hooman Vatankhah, et Christopher L. Bellona. 2021. « PFAS Treatment with Granular Activated Carbon and Ion Exchange Resin: Comparing Chain Length, Empty Bed Contact Time, and Cost ». *Journal of Water Process Engineering* 44 (décembre):102342. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102342.

Nguyen, Tung Viet, Martin Reinhard, et Karina Yew-Hoong Gin. 2013. « Rate Laws and Kinetic Modeling of N-Ethyl Perfluorooctane Sulfonamidoethanol (N-EtFOSE) Transformation by Hydroxyl Radical in Aqueous Solution ». *Water Research* 47 (7): 2241-50. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.047.

Ophorst, Marleen, Joris De Grooth, Sebastiaan G.J. Heijman, Elisabeth M.H. Vaudevire, et Morez Jafari. 2024. « Operation and Performance Analysis of Direct Hollow Fiber Nanofiltration: A Pilot Study at IJsselmeer ». *Separation and Purification Technology* 349 (décembre):127786. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.127786.

Park, Minkyu, Shimin Wu, Israel J. Lopez, Joseph Y. Chang, Tanju Karanfil, et Shane A. Snyder. 2020. « Adsorption of Perfluoroalkyl Substances (PFAS) in Groundwater by Granular Activated Carbons: Roles of Hydrophobicity of PFAS and Carbon Characteristics ». *Water Research* 170 (mars):115364. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115364.

Performance du traitement membranaire (NF et OIBP) : rétention des micropolluants et enjeux énergétiques ». s. d. *Astee TSM* (blog). Consulté le 8 avril 2025. https://astee-tsm.fr/articles/tsm-4-2019-cotton/.

Plumlee, Megan H., Kristopher McNeill, et Martin Reinhard. 2009. « Indirect Photolysis of Perfluorochemicals: Hydroxyl Radical-Initiated Oxidation of N -Ethyl Perfluorooctane Sulfonamido Acetate (N -EtFOSAA) and Other Perfluoroalkanesulfonamides ». *Environmental Science & Technology* 43 (10): 3662-68. https://doi.org/10.1021/es803411w.

Purolite. s. d. « Design and operation guidelines for water systems using PurofineTM PFA694E PFAS selective single-use ion exchange resin for removing per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from drinking water ». Consulté le 6 janvier 2025. https://www.purolite.com/dam/jcr:e7dc9abb-abeb-4363-b46a-e44f1ae4ce18/selective-single-use-resin.pdf.

Quiñones, Oscar, et Shane A. Snyder. 2009. « Occurrence of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in Drinking Water Utilities and Related Waters from the United States ». *Environmental Science & Technology* 43 (24): 9089-95. https://doi.org/10.1021/es9024707.

Rahman, M. Feisal, William B. Anderson, Sigrid Peldszus, et Peter M. Huck. 2022. « Ion-Exchange Treatment of Perfluorinated Carboxylic Acids in Water: Comparison of Polystyrenic and Polyacrylic Resin Structures and Impact of Sulfate on Their Performance ». *ACS ES&T Water* 2 (7): 1195-1205. https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00501.

Rahman, Mohammad Feisal, Sigrid Peldszus, et William B. Anderson. 2014. « Behaviour and Fate of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Drinking Water Treatment: A Review ». *Water Research* 50 (mars):318-40. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.045.

Riegel, Marcel, Brigitte Haist-Gulde, et Frank Sacher. 2023. « Sorptive Removal of Short-Chain Perfluoroalkyl Substances (PFAS) during Drinking Water Treatment Using Activated Carbon and Anion Exchanger ». *Environmental Sciences Europe* 35 (1): 12. https://doi.org/10.1186/s12302-023-00716-5.

RIVM. 2022. « PFAS in Nederlands drinkwater vergeleken met de nieuwe Europese Drinkwaterrichtlijn en relatie met gezondheidskundige grenswaarde van EFSA ».

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM. https://doi.org/10.21945/RIVM-2022-0149.

Rodowa, Alix E., Detlef R. U. Knappe, Sheau-Yun Dora Chiang, Dirk Pohlmann, Catharine Varley, Adria Bodour, et Jennifer A. Field. 2020. « Pilot Scale Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Precursors from AFFF-Impacted Groundwater by Granular Activated Carbon ». *Environmental Science: Water Research & Technology* 6 (4): 1083-94. https://doi.org/10.1039/C9EW00936A.

Rychlewska, Katarzyna, et Karolina Wodzisławska-Pasich. 2024. « Selection of Membrane for Production of Drinking Water from Surface and Groundwater by Nanofiltration ». *Desalination and Water Treatment* 318 (avril):100355. https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100355.

Sadia, Mohammad, Ingeborg Nollen, Rick Helmus, Thomas L. Ter Laak, Frederic Béen, Antonia Praetorius, et Annemarie P. Van Wezel. 2023. « Occurrence, Fate, and Related Health Risks of PFAS in Raw and Produced Drinking Water ». *Environmental Science & Technology* 57 (8): 3062-74. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06015.

Sadia, Mohammad, Thomas L. Ter Laak, Emile R. Cornelissen, et Annemarie P. Van Wezel. 2024. « Exploring Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substance Presence and Potential Leaching from Reverse Osmosis Membranes: Implications for Drinking Water Treatment ». *Environmental Science & Technology* 58 (35): 15799-806. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c04743.

Scheurer, Marco, Karsten Nödler, Finnian Freeling, Joachim Janda, Oliver Happel, Marcel Riegel, Uwe Müller, et al. 2017. « Small, Mobile, Persistent: Trifluoroacetate in the Water Cycle – Overlooked Sources, Pathways, and Consequences for Drinking Water Supply ». *Water Research* 126 (décembre):460-71. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045.

Smith, Samantha J., David G. Wahman, Eric J. Kleiner, Gulizhaer Abulikemu, Eva K. Stebel, Brooke N. Gray, Boris Datsov, et al. 2023. « Anion Exchange Resin and Inorganic Anion Parameter Determination for Model Validation and Evaluation of Unintended Consequences during PFAS Treatment ». *ACS ES&T Water* 3 (2): 576-87. https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00572.

Soriano, Álvaro, Daniel Gorri, et Ane Urtiaga. 2017. « Efficient Treatment of Perfluorohexanoic Acid by Nanofiltration Followed by Electrochemical Degradation of the NF Concentrate ». *Water Research* 112 (avril):147-56. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.043.

Soriano, Álvaro, Daniel Gorri, et Ane Urtiaga. 2019. « Selection of High Flux Membrane for the Effective Removal of Short-Chain Perfluorocarboxylic Acids ». *Industrial & Engineering Chemistry Research* 58 (8): 3329-38. https://doi.org/10.1021/acs.iecr.8b05506.

Suez « Accueil Memento degremont® de SUEZ ». Consulté le 8 avril 2025. https://www.suezwaterhandbook.fr/.

Sun, Mei, Elisa Arevalo, Mark Strynar, Andrew Lindstrom, Michael Richardson, Ben Kearns, Adam Pickett, Chris Smith, et Detlef R. U. Knappe. 2016. « Legacy and Emerging Perfluoroalkyl Substances Are Important Drinking Water Contaminants in the Cape Fear River Watershed of North Carolina ». *Environmental Science & Technology Letters* 3 (12): 415-19. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00398.

Sun, Runze, Akash P. Bhat, William A. Arnold, et Feng Xiao. 2025. « Investigation of Transformation Pathways of Polyfluoroalkyl Substances during Chlorine Disinfection ». *Environmental Science & Technology* 59 (3): 1756-68. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c05059.

Taher, Mustafa N., Sama A. Al-Mutwalli, Sibel Barisci, Derya Y. Koseoglu-Imer, Ludovic F. Dumée, et Mohammad Mahdi A. Shirazi. 2024. « Progress on Remediation of Per- and

Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Water and Wastewater Using Membrane Technologies: A Review ». *Journal of Water Process Engineering* 59 (mars):104858. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104858.

Takagi, Sokichi, Fumie Adachi, Keiichi Miyano, Yoshihiko Koizumi, Hidetsugu Tanaka, Isao Watanabe, Shinsuke Tanabe, et Kurunthachalam Kannan. 2011. « Fate of Perfluorooctanesulfonate and Perfluorooctanoate in Drinking Water Treatment Processes ». *Water Research* 45 (13): 3925-32. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.052.

Tisler, Selina, Natasa Skrbic Mrkajic, Lisa M. Reinhardt, Christine Mosegaard Jensen, Liselotte Clausen, Anne Holm Thomsen, Hans-Jørgen Albrechtsen, et Jan H. Christensen. 2025. « A Non-Target Evaluation of Drinking Water Contaminants in Pilot Scale Activated Carbon and Anion Exchange Resin Treatments ». *Water Research* 271 (mars):122871. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122871.

Tow, Emily W., Mahmut Selim Ersan, Soyoon Kum, Tae Lee, Thomas F. Speth, Christine Owen, Christopher Bellona, et al. 2021. « Managing and Treating Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Membrane Concentrates ». *AWWA Water Science* 3 (5): e1233. https://doi.org/10.1002/aws2.1233.

Tsou, Katerina, Edmund Antell, Yanghua Duan, Christopher I. Olivares, Shan Yi, Lisa Alvarez-Cohen, et David L. Sedlak. 2023. « Improved Total Oxidizable Precursor Assay for Quantifying Polyfluorinated Compounds Amenable to Oxidative Conversion to Perfluoroalkyl Carboxylic Acids ». *ACS ES&T Water* 3 (9): 2996-3003. https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00224.

US EPA, 2024. Technologies and Costs for Removing Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Drinking Water; EPA Document No. EPA-815R24012. March 2024, 216 pages.

Van Der Bruggen, Bart, Carlo Vandecasteele, Tim Van Gestel, Wim Doyen, et Roger Leysen. 2003. « A Review of Pressure-driven Membrane Processes in Wastewater Treatment and Drinking Water Production ». *Environmental Progress* 22 (1): 46-56. https://doi.org/10.1002/ep.670220116.

Venkatesan, Arjun K., Cheng-Shiuan Lee, et Christopher J. Gobler. 2022. « Hydroxyl-Radical Based Advanced Oxidation Processes Can Increase Perfluoroalkyl Substances beyond Drinking Water Standards: Results from a Pilot Study ». *Science of The Total Environment* 847 (novembre):157577. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157577.

Wang, Ri, Casey Ching, William R. Dichtel, et Damian E. Helbling. 2020. « Evaluating the Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Contaminated Groundwater with Different Adsorbents Using a Suspect Screening Approach ». *Environmental Science & Technology Letters* 7 (12): 954-60. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00736.

Woodard, Steve, John Berry, et Brandon Newman. 2017. « Ion Exchange Resin for PFAS Removal and Pilot Test Comparison to GAC ». *Remediation Journal* 27 (3): 19-27. https://doi.org/10.1002/rem.21515.

Xiao, Feng, Ryan A. Hanson, Svetlana A. Golovko, Mikhail Y. Golovko, et William A. Arnold. 2018. « PFOA and PFOS Are Generated from Zwitterionic and Cationic Precursor Compounds During Water Disinfection with Chlorine or Ozone ». *Environmental Science & Technology Letters* 5 (6): 382-88. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00266.

Xin, Xiaoyue, Juhee Kim, ShihChi Weng, et Ching-Hua Huang. 2024. « Pilot Assessment of Impacts of Ozone and Ozone/Hydrogen Peroxide Treatment on the Fate of Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Precursors ». *ACS ES&T Water* 4 (10): 4545-55. https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00565.

Yang, Xiaoling, Jun Huang, Kunlun Zhang, Gang Yu, Shubo Deng, et Bin Wang. 2014. « Stability of 6:2 Fluorotelomer Sulfonate in Advanced Oxidation Processes:

Degradation Kinetics and Pathway ». *Environmental Science and Pollution Research* 21 (6): 4634-42. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2389-z.

Yang, Zi, Yi Zhou, Zhiyuan Feng, Xiaobo Rui, Tong Zhang, et Zhien Zhang. 2019. « A Review on Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes for Water Purification ». *Polymers* 11 (8): 1252. https://doi.org/10.3390/polym11081252.

Zaggia, Alessandro, Lino Conte, Luigi Falletti, Massimo Fant, et Andrea Chiorboli. 2016. « Use of Strong Anion Exchange Resins for the Removal of Perfluoroalkylated Substances from Contaminated Drinking Water in Batch and Continuous Pilot Plants ». *Water Research* 91 (mars):137-46. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.039.

Zeng, Chao, Ariel Atkinson, Naushita Sharma, Harsh Ashani, Annika Hjelmstad, Krishishvar Venkatesh, et Paul Westerhoff. 2020. « Removing Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Groundwaters Using Activated Carbon and Ion Exchange Resin Packed Columns ». *AWWA Water Science* 2 (1): e1172. https://doi.org/10.1002/aws2.1172.

Zeng, Chenghui, Shuhei Tanaka, Yuji Suzuki, et Shigeo Fujii. 2017. « Impact of Feed Water pH and Membrane Material on Nanofiltration of Perfluorohexanoic Acid in Aqueous Solution ». *Chemosphere* 183 (septembre):599-604. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.132.

Zhang, Wenping, Shimei Pang, Ziqiu Lin, Sandhya Mishra, Pankaj Bhatt, et Shaohua Chen. 2021. « Biotransformation of Perfluoroalkyl Acid Precursors from Various Environmental Systems: Advances and Perspectives ». *Environmental Pollution* 272 (mars):115908. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115908.

Zhang, Zhiming, Dibyendu Sarkar, Jayanta Kumar Biswas, et Rupali Datta. 2022. « Biodegradation of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): A Review ». *Bioresource Technology* 344 (janvier):126223. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126223.

Zhao, Changwei, Jian Zhang, Guangzhi He, Tao Wang, Deyin Hou, et Zhaokun Luan. 2013. « Perfluorooctane Sulfonate Removal by Nanofiltration Membrane the Role of Calcium Ions ». *Chemical Engineering Journal* 233 (novembre):224-32. https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.08.027.

Zhi, Yue, Xiaoqing Zhao, Shenhua Qian, Andreia F. Faria, Xinglin Lu, Xiaoming Wang, Wei Li, et al. 2022. « Removing Emerging Perfluoroalkyl Ether Acids and Fluorotelomer Sulfonates from Water by Nanofiltration Membranes: Insights into Performance and Underlying Mechanisms ». *Separation and Purification Technology* 298 (octobre):121648. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121648.

Zhong, Tingting, Tao Lin, Xue Zhang, Fuchun Jiang, et Han Chen. 2023. « Impact of Biological Activated Carbon Filtration and Backwashing on the Behaviour of PFASs in Drinking Water Treatment Plants ». *Journal of Hazardous Materials* 446 (mars):130641. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130641.

Żyłła, Renata, Magdalena Foszpańczyk, Irena Kamińska, Marcin Kudzin, Jacek Balcerzak, et Stanisław Ledakowicz. 2022. « Impact of Polymer Membrane Properties on the Removal of Pharmaceuticals ». *Membranes* 12 (2): 150. https://doi.org/10.3390/membranes12020150.

V.II. Réglementation

Arrêté du 22 avril 2022 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des résines organiques échangeuses d'ions utilisées pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique - Légifrance ». s. d. Consulté le 8 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045668734.

Arrêté du 22 juin 2012 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des modules de filtration membranaire utilisés pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique - Légifrance ». s. d. Consulté le 8 avril 2025. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000026087753/.

Annexe 8 : Extraction issue de la revue de la littérature relative à la biosurveillance

Les fichiers correspondants sont disponibles en ligne sur le site de l'Anses :

- Extraction relative à la biosurveillance concernant la population générale : https://www.anses.fr/system/files/annexe8-biosurveillance-population-generale.xlsx

- Extraction relative à la biosurveillance concernant les travailleurs : https://www.anses.fr/system/files/annexe8-biosurveillance-travailleurs.xlsx

Annexe 9 : Bilan complet (tous scénarios) des niveaux de concentration des PFAS dans les différents compartiments (hors biosurveillance)

Les fichiers correspondants sont disponibles en ligne sur le site de l'Anses :

- Air, sol, poussières pour l'Europe :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-air-sol-poussieres-europe.xlsx

- Air, sol, poussières pour la France :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-air-sol-poussieres-france.xlsx

- Alimentation - Bases de données :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-bilan-bdd-alimentation.xlsx

- Alimentation - Données de la littérature :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-bilan-biblio-alimentation.xlsx

- Eaux de surface (ESU) :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-esu.xlsx

- Eaux souterraines (ESO) :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-eso.xlsx

- Eaux marines :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-eaux-marines.xlsx

- Ressources pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-ressources-production-edch.xlsx

- Eaux distribuées :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-eaux-distribuees.xlsx

- Eaux conditionnées :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-eaux-conditionnees.xlsx

- Produits de consommation :
  https://www.anses.fr/system/files/annexe9-produits-conso.xlsx

Annexe 10 : Liste des projets de PARC incluant des travaux sur les PFAS

Tableau 1 Liste des projets incluant des PFAS[68]

Code du projet	Nom du projet	Contact
P4.1.1.2.a_Y1_GenHBMSurvey_VITO	General population human biomonitoring survey	Liese Gilles (liese.gilles@vito.be); Susana Pedraza Diaz (PARC@isciii.es)
P4.1.1.4.b_Y1_SentinelSystem_KULeuven	Assessment of exposure through a sentinel surveillance system	Lode Godderis (Lode.godderis@kuleuven.be); Emine Aktas Bajalan (emine.aktasbajalan@kuleuven.be)
P4.1.1.4.d_Y1_OccupWaste_ENSP_TTL	Occupational survey in the waste management sector	Tiina Santonen (tiina.santonen@ttl.fi); Susana Viegas (Susana.viegas@ensp.unl.pt)
P4.1.3.1.a_Y1_DerivationofHBM-GVs_UBA	Propose health-based HBM guidance values (HBM-GVs)	Petra Apel (Petra.apel@uba.de)
P4.1.4.2.a_Y1_DataAnalysisHBM4EU_VITO	Further analysis of the data generated within HBM4EU	Eva Govarts (Eva.govarts@vito.be)
P4.2.a_Y1_ENVMonitoringPilotSurvey_INERIS_AU	Establishment of the overall process of environmental and multisource monitoring with the help of a pilot study addressing PFAS and endocrine disruptors	Katrin Vorkamp (kvo@envs.au.dk); Valeria Dulio (Valeria.dulio@ineris.fr)
P4.2.c_Y3_Human exposure_INERIS_AU	Human exposure to organic contaminants from non-food environmental sources	Matteo Creta (Matteo.Creta@lns.etat.lu) ; Ruth Moeller (Ruth.Moeller@lns.etat.lu) ; Maria-José Rueda-Lopez (Maria-Jose.Rueda-Lopez@cstb.fr) ; Pernilla Bohlin-Nizzetto (pbn@nilu.no) ; Maja Nipen (Mni@nilu.no) ; Katrin Vorkamp (kvo@envs.au.dk) ; Valeria Dulio (Valeria.dulio@ineris.fr)
P4.3.1.b_Y1_T02-QAQC_WR	QA/QC requirements for HRMS and EDA-based screening approaches in environmental, food and human matrices	Rosalie Nijssen (rosalie.nijssen@wur.nl) ; Karsten Beekmann (Karsten.beekmann@wur.nl)
P5.2.1.d_Y1_Immunotox_Inserm	Immunotoxicity	Saadia Kerdine (saadia.kerdine-romer@u-psud.fr) ; Etienne Blanc (etienne.blanc@u-paris.fr)
P5.2.1.e_Y1_DNT-ANT_UFZ_IUF_NIPH	Neurotoxicity	Tamara Tal (tamara.tal@ufz.de) ; Kristina Bartmann (Kristina.Bartmann@IUF-

[68] https://www.eu-parc.eu/sites/default/files/2023-09/PARC_D1.3.pdf

		Duesseldorf.de) ; Oddvar Myhre (oddvar.myhre@fhi.no)
P5.3.1.a_Y1_SystemsToxicology_UL-LACDR	Systems toxicology approaches for mechanism-based chemical safety assessment.	
P5.3.4.a_Y1_PBK_Kinetics_Fraunhofer	PBK models and quantitative systems toxicology	Sylvia Escher (sylvia.escher@item.fraunhofer.de) ; Georg Aichinger (georg.aichinger@hest.ethz.ch)
P6.2.1.a_Y1_SourcetoDose_VITO	Developing, performing and validation of source to dose modelling including selected case studies	Katleen De Brouwere (katleen.debrouwere@vito.b) ; Radu Duca (radu.duca@lns.etat.lu)
P6.2.1.b_Y1_Aggregate_ANSES	Strategy for aggregate exposure from general life and occupational exposures	Amélie Crépet (amelie.crepet@anses.fr) ; David Vernez (david.vernez@unisante.ch)
P6.2.2.a_Y1_PBPK_INERIS_AUTH	Refinement and development of PBPK models for human risk assessment	Aude RATIER (aude.ratier@ineris.fr) ; Spyros KARAKITSIOS (spyros.karakitsios@gmail.com)
P6.2.3.a_Y1_RealLifeMixtures _RIVM	New risk assessment and exposome methodologies to reduce exposure and risk of real-life mixtures	Jacob Van Klaveren (jacob.van.klaveren@rivm.nl) ; Amélie Crépet (Amelie.crepet@anses.fr)
P6.2.4.a_Y1_HIADataAvailability_VITO	Collection and generation of data for HIA of PARC priority chemicals	Jurgen Buekers (jurgen.buekers@vito.be) ; Jelle Vlaanderen (J.J.Vlaanderen@uu.nl)
P6.2.4.c_Y1HIACaseStudies_UU-IRAS	Case studies on health impact assessment	Jelle Vlaanderen (J.J.Vlaanderen@uu.nl) ; Jurgen Buekers (jurgen.buekers@vito.be)
P6.3.2.a_Y1_ToolsRA_SU - CS1_CARB_SYKE	Review of tools, criteria, and methods used in risk assessment	Jussi Reinikainen (jussi.reinikainen@syke.fi) ; Marlene Ågerstrand (Marlene.agerstrand@aces.su.se)
P6.4.3.b_Y3_ENFORCE_KemI	New methods to support the ENFORCEment of chemicals in consumer articles	Robin Vestergren (Robin.vestergren@kemi.se) ; Lisa Melymuk (lisa.melymuk@recetox.muni.cz)
P7.2.2.a_Y1_chemicals-in-environment_MU_VITO	Chemicals in the Environment data reuse	Richard Hůlek (richard.hulek@recetox.muni.cz) ; Katarína Řiháčková (katarina.rihackova@recetox.muni.cz) ; Jana Klánová (jana.klanova@recetox.muni.cz)

Annexe 11 : Liste des organismes sollicités pour les compartiments Air/Sols/Poussières/Milieu professionnel

Institut / Laboratoire
ATMO France
INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques)
ADEME (Agence de la transition écologique)
INRS (Institut national de recherche et de sécurité)
ICPEES (Institut de Chimie et Procédés pour l'Energie, l'Environnement et la Santé) - Université de Strasbourg/Centre national de la recherche scientifique (CNRS)
LTHE (Laboratoire d'études des Transferts en Hydrologie et Environnement) – Université de Grenoble
SAGE (Sciences de l'Atmosphère et Génie de l'Environnement) - IMT Nord Europe (Institut Mines Télécom Nord Europe)
LISA (Laboratoire interuniversitaire des systèmes atmosphériques) - Universités Paris-est Créteil/Université Paris Diderot/CNRS
LIVE (Laboratoire Image ville Environnement) – Université de Strasbourg
LAERO (Laboratoire d'aérologie) – OMP (Observatoire Midi Pyrénées)/CNRS/Université Toulouse III/Institut de recherche pour le développement (IRD)
IGE (Institut des géosciences de l'environnement – CNRS/INRAE(Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)/IRD (Institut de recherche pour le développement)/Université Grenoble Alpes
LSCE (Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement) – CEA (Commissariat à l'énergie atomique)/CNRS/UVSQ (Université Versailles Saint Quentin)/Université Paris-Saclay/IPSL (Institut Pierre-Simon Laplace)
LCE (Laboratoire de Chimie de l'Environnement) – Aix-Marseille Université
LGRE (Laboratoire de Gestion des Risques et Environnement) – Université de Haute Alsace
CEREGE (Centre européen de recherche et d'enseignement en géosciences de l'environnement - Aix en Provence)
EPHE (École Pratique des Hautes Études - Paris)
LPCA (Laboratoire de physico-chimie de l'atmosphère) - ULCO (Université du Littoral Côte d'Opale)
LERES (Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé)- EHESP (Ecole des hautes études en santé publique)

Date de la consultation : novembre 2023

Annexe 12 : Synthèse des données issues des bases de données disponibles en France pour tous les PFAS et tous les compartiments (hors biosurveillance)

Cette synthèse tient uniquement compte des données issues des bases de données disponibles en France et non de la revue de la littérature, à l'exception du compartiment « Air, poussières et sols » pour lequel il existe très peu de données disponibles et que le GT PFAS a choisi de compléter par les données de la littérature.

En l'absence de numéro CAS pour certaines molécules, il est possible que certains doublons persistent.

Fichier disponible sur le site de l'Anses :

https://www.anses.fr/system/files/annexe12-synthese-donnees.xlsx

Annexe 13 : Suivi des actualisations du rapport

Date	Page	Description de la modification
Avril 2025		Version initiale
Septembre 2025		Modification référencement Anses 2025b
	14	Modification du sommaire pour ajout du paragraphe 9.4.3
	30	Modification de la figure 1 pour compléter la liste des livrables d'avril 2025
	147	Suppression d'une parenthèse dans la synthèse du bilan de contamination pour les compartiments « air, sols, poussières »
	235	Ajout de la mention du PFHxA
	237	Ajout du paragraphe 9.4.3 : VTR et VGS du PFHxA
	238	Ajout des VTR et VGS du PFHxA
	28	Ajout d'une note de bas de page : Selon de récents travaux, la famille des PFAS pourrait comprendre près de 15 000 substances (14735 selon la base de données de la CompTox (Août 2022) : https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASSTRUCT) Ajout d'un élément de contexte : En anticipation de cette mise en application, une instruction n° DGS/EA4/2025/22 du 19/02/25 relative à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés perfluorés (PFAS) dans les eaux destinées à la consommation humaine a précisé les modalités de suivi de la qualité de l'eau des PFAS sur l'ensemble du territoire par les Agences régionales de santé (ARS).
	85	Modification dans le tableau 12 pour mieux faire apparaitre les statistiques non robustes
	167	Remplacement du terme « PFAS alternatifs » par « PFAS les plus récents »
	223	- Reformulation d'un paragraphe sur l'hydrophobicité - Ajout d'une référence : Li et al., 2023
	224	- Remplacement C10, C11, C12 par C11, C12, C13 - Suppression d'une phrase concernant la bioaccumulation du PFTrDA
	243	Ajout d'une précision en 10.2.3.1 sur les données à collecter
	253	Ajout d'une référence dans la bibliographie : Li et al. 2023
21/10/2025	239	Correction d'une coquille dans le tableau 101 page 239, sans nouvelle révision de l'ensemble du rapport (valeur VGS EDCH du 6.2 FTSA=1,7).

Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance

Partie 2 : Catégorisation des PFAS dans différents compartiments et recommandations en vue de leur surveillance

Saisine « 2022-SA-0198 »

RAPPORT d'expertise collective[1]

Comité d'Experts Spécialisé « Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments » (CES ERCA)

Groupe de travail « PFAS : contaminations, surveillance et hiérarchisation » (GT PFAS)

Octobre 2025

[1] Cette version annule et remplace la version du 23 septembre 2025. Les modifications apportées sont indiquées dans l'Annexe 12.

AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
Tél : +33 (0)1 49 77 13 50 — www.anses.fr

Citation suggérée

Anses. (2025). Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de leur surveillance. Partie 2 : Catégorisation des PFAS dans différents compartiments et recommandations en vue de leur surveillance. (Saisine 2022-SA-0198). Maisons-Alfort : Anses, 258 p.

Mots clés

PFAS, eau, air, aliments, catégorisation, occurrence, toxicité, recommandations, surveillance

PFAS, water, air, food, categorisation, occurrence, toxicity, recommendations, monitoring

Présentation des intervenants

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

GROUPE DE TRAVAIL

Présidente

Mme Anne TOGOLA – Expert Métrologie environnementale– Bureau de recherche géologiques et minières (BRGM) – Compétences : Micropolluants organiques, chimie analytique, eaux souterraines

Vice-Président

M. Jean-Charles LEBLANC – Chef de l'unité pesticides et biotoxines marines, Laboratoire de sécurité des aliments, Anses - Compétences : Evaluation des risques chimiques, évaluation des expositions alimentaires et contaminants environnementaux

Membres

M. Dany CHEVALIER – Maître de conférences, Université de Lille - Compétences : Toxicologie

M. Joseph DE LAAT – Retraité de l'Université de Poitiers - Compétences : Chimie des eaux, traitement des eaux

M. Nicolas DELCOURT (jusqu'en décembre 2024) – Maître de conférences des universités, pharmacien hospitalier – Faculté de Pharmacie (Université Toulouse 3) et CHU Toulouse (Centre Antipoison et de Toxicovigilance - Compétences : Biochimie et toxicologie clinique

Mme Virginie DESVIGNES – Responsable de la Division Qualité des Environnements Intérieurs - Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) - Compétences : Analyse statistique, évaluation de l'exposition et évaluation des risques sanitaires

M. Gauthier EPPE (jusqu'en février 2025) – Professeur – Université de Liège - Compétences : Chimie analytique, contaminants chimiques et composés néoformés

M. Frédéric FEDER – Directeur de l'unité « recyclage et risque », CIRAD Montpellier - Compétences : Sol, échantillonnage de diverses matrice, transfert et flux entre compartiment de l'environnement, contextes tropicaux

M. Christophe MECHOUK (jusqu'en avril 2024) – Chef de division « études et constructions », Ville de Lausanne (Suisse) - Compétences : Traitement de l'eau, Micropolluants, Qualité de l'eau

M. Pierre LABADIE – Directeur de recherche, CNRS-Université de Bordeaux - Compétences : Chimie analytique, chimie environnementale, transferts, écosystèmes aquatiques

M. Gérard NGUETA – Chercheur, Université de Sherbrooke (Canada) - Compétences : Epidémiologie, biostatistiques

Mme Mélanie NICOLAS – Responsable de pôle, Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) - Compétences : Chimie analytique, émissions, COV, air intérieur, réactivité, métrologie

Mme Pauline ROUSSEAU-GUEUTIN – Enseignant-Chercheur, EHESP - Compétences : Hydrogéologie, transfert de contaminants dans les eaux souterraines, réglementation dans le domaine de l'eau, Évaluation des niveaux de contaminations

Mme Paule VASSEUR – Professeur émérite - Université de Lorraine, CNRS - Compétences : Toxicologie, écotoxicologie

RELECTEURS POUR LE CES « ERCA »

M. Pierre-Marie BADOT – Professeur émérite – Université Marie et Louis Pasteur – Compétences : Transfert de contaminants et écotoxicologie

Mme Francesca MANCINI – – INSERM – Chargée de recherche – Compétences : Epidémiologie

M. Jean-François MASFARAUD – Maître de conférences des universités – Université de Lorraine - Compétences : Transfert de contaminants et écotoxicologie

RELECTEURS POUR LE CES « EAUX »

M. Johnny GASPERI – Directeur de recherche – Université Gustave Eiffel – Compétences : Micropolluants organiques, eaux urbaines, eaux de surface, traitements des eaux usées

Mme Sophie LARDY-FONTAN – Directrice du laboratoire d'hydrologie de Nancy – Compétences : Métrologie, chimie analytique, micropolluants, ultratraces, assurance qualité/contrôle qualité (QA/QC)

Mme Michèle TREMBLAY – Docteur en médecine spécialiste en santé communautaire / Médecin conseil en santé au travail et en maladies infectieuses – retraitée – Compétences : Santé travail, microbiologie de l'eau

RAPPORTEURS POUR LE GT « MATAE »

Mme Emilie BAILLY – Responsable technique, ingénieur projets et chef de service adjointe – Eurofins – Compétences : Essais de migration, méthodes d'analyse, connaissances des formulations des matériaux et listes positives, normes et réglementations des MCDE et MCDA communautaires et internationales

M. Philippe SAILLARD – Expert alimentarité emballages, Centre Technique De La Conservation Des Produits Agricoles (CTCPA) – Compétences : Réglementation, chimie analytique, chimie des transferts aliment/matériaux, évaluation des risques, évaluation)

Mme Claire TENDERO – Enseignant-chercheur, Institut National Polytechnique - École nationale supérieure des ingénieurs en arts chimiques et technologiques (INP-ENSIACET) – Chimie, matériaux, traitements de surfaces, revêtements, adhésion microbienne

COMITÉS D'EXPERTS SPÉCIALISÉS

Les travaux, objets du présent avis ont été suivis et adoptés par le CES suivant :

- **COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ « ÉVALUATION DES RISQUES PHYSICO-CHIMIQUES DANS LES ALIMENTS » (CES ERCA)**

Président

M. Bruno LE BIZEC – Professeur des Universités – Oniris VetAgroBio, École Nationale Vétérinaire, Agroalimentaire et de l'Alimentation Nantes-Atlantique – Compétences : Evaluation du risque, sécurité chimique des aliments

Vice-présidente

Mme Marie-Louise SCIPPO – Professeur ordinaire à l'Université de Liège (Belgique) – Compétences : Contaminants, résidus, risques chimiques, sécurité sanitaire, qualité nutritionnelle

Membres

M. Claude ATGIE – Professeur des universités – ENSCBP Bordeaux INP – Compétences : Toxicologie

M. Pierre-Marie BADOT – Professeur émérite – Université Marie et Louis Pasteur – Compétences : Transfert de contaminants et écotoxicologie

Mme CHEKRI Rachida – Responsable du Laboratoire National de Référence (ETM) – ANSES, Laboratoire de sécurité des aliments, unité Eléments Traces Métalliques et Minéraux – Compétences : Chimie analytique, contaminants organiques et réglementation

Mme Marie-Yasmine DECHRAOUI BOTTEIN – Professeure – Université Côte d'Azur – Compétences : Toxicologie environnementale et biotoxines marines

M. Nicolas DELCOURT – Maître de conférences, pharmacien hospitalier – Faculté de Pharmacie (Université Toulouse 3) et CHU Toulouse (Centre Antipoison et de Toxicovigilance – Compétences : Biochimie et toxicologie clinique

Mme Christine DEMEILLIERS – Professeure des universités – Université Grenoble-Alpes – Compétences : Toxicologie

Mme Virginie DESVIGNES – Responsable de la Division Qualité des Environnements Intérieurs – Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) - Compétences : Analyse statistique, évaluation de l'exposition et évaluation des risques sanitaires

M. Erwan ENGEL – Directeur de recherche – INRAE - Compétences : Chimie analytique

M. Gauthier EPPE – Professeur – Université de Liège (Belgique) – Compétences : Chimie analytique, contaminants chimiques et composés néoformés

Mme Anne-Sophie FICHEUX – Maître de conférences – Université de Bretagne Occidentale – Compétences : Toxicologie alimentaire, modélisation et exposition probabiliste

M. Eric HOUDEAU – Directeur de recherche – INRAE - Compétences : Toxicologie alimentaire, physiopathologie digestive et endocrinologie

M. JAEG Jean-Philippe – Maître de conférences – Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse – Compétences : Toxicologie, transfert des contaminants et alimentation animale

Mme Emilie LANCE – Maître de conférences des universités – Université Reims Champagne Ardennes – Compétences : Ecotoxicologie et cyanotoxines

M. LAPREVOTE Olivier - Professeur des universités, praticien hospitalier - Université Paris Cité Hôpital Européen Georges Pompidou – AP-HP – Compétences : Contaminants et autres xénobiotiques, toxicologie générale et mécanismes de toxicité

M. Michel LAURENTIE – Directeur de recherche – ANSES, Unité « Expérimentation, modélisation et analyse des données » – Compétences : Pharmacocinétique, modélisation mathématique

M. Ludovic LE HEGARAT – Responsable de laboratoire - Anses-Laboratoire de Fougères – Compétences : Toxicologie

M. LEBLANC Jean-Charles – Chef d'unité – Anses, Laboratoire de sécurité des aliments, Unité Pesticides et Biotoxines Marines – Compétences : Evaluation des risques chimiques, évaluation des expositions alimentaires et contaminants environnementaux

M. Nicolas LOISEAU – Directeur de recherche – INRAE – Compétences : Toxicologie

M. David MAKOWSKI – INRAE, Directeur de recherche – Compétences : Statistiques, modélisation

Mme Francesca MANCINI – INSERM – Chargée de recherche – Compétences : Epidémiologie

M. Eric MARCHIONI – Professeur des universités – Université de Strasbourg, Faculté de Pharmacie – Compétences : Chimie analytique

M. Jean-François MASFARAUD – Maître de conférences des universités – Université de Lorraine - Compétences : Transfert de contaminants et écotoxicologie

Mme Mathilde MUNIER – Chercheur hospitalier – INSERM, CHU d'Angers – Compétences : Perturbateurs endocriniens, toxicité des mélanges et relation dose-réponse

Mme Isabelle OSWALD - Directrice de l'UMR 1331 TOXALIM – INRAE – Compétences : Toxicologie et mycotoxines

Mme Anne PLATEL – Maître de conférences des universités – Institut Pasteur de Lille – Compétences : Toxicologie, toxicologie génétique et toxicologie réglementaire

M. Yann SIVRY – Maître de conférences des universités – Institut de Physique du Globe et Université Paris Diderot – Compétences : Chimie analytique

Mme Paule VASSEUR – Professeure émérite – Université de Lorraine, CNRS – Compétences : Toxicologie, écotoxicologie

Les travaux, objets du présent rapport, ont également été suivis par les CES suivants :

- **COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ « EAUX » (CES EAUX)**

Président

M. Gilles BORNERT – Chef de service - Groupe vétérinaire des armées de Rennes jusqu'au 5 juin 2025 puis expert indépendant – Compétences : Microbiologie, réglementation, situations dégradées, *water defense*

Vice-présidentes

Mme Catherine QUIBLIER – Professeur Université Paris Diderot, HDR – Museum National d'Histoire Naturelle – Compétences : Écologie et toxicité des cyanobactéries planctoniques et benthiques, surveillance

Mme Anne TOGOLA – Experte métrologie Environnementale– Bureau de recherche géologiques et minières (BRGM) – Compétences : Micropolluants organiques, chimie analytique, eaux souterraines

Membres

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

M. Nicolas CIMETIERE – Maître de conférences, HDR – École nationale supérieure de chimie de Rennes (ENSCR) – Compétences : Analyse et traitement des eaux (EDCH, micropolluants organiques)

M. Jean-François COMMAILLE – Retraité – Compétences : Traitement des eaux et des sous-produits

M. Christophe DAGOT – Professeur – Université de Limoges, UMR Inserm 1092, RESINFIT – Compétences : Antibiorésistance (intégrons, génie des procédés), qualité des effluents (antibiotiques et bactéries résistantes)

Mme Sabine DENOOZ – Expert process et qualité de l'eau – La société Wallonne des eaux (Belgique) – Compétences : Produits et procédés de traitement de l'eau (EDCH), plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE), expertise technique

M. Frédéric FEDER – Directeur de l'unité « Recyclage et risque » – Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) – Compétences : Géochimie, transfert des contaminants eau/sol/plante, évaluation des risques environnementaux, analyses des eaux, sols et végétaux, reuse, REUT

M. Matthieu FOURNIER – Maître de conférences, HDR en Géosciences – Université Rouen Normandie – Compétences : Hydrogéologie, hydrologie, EDCH, transfert et devenir des micro-organismes dans l'environnement, modélisation, risques sanitaires

M. Stéphane GARNAUD-CORBEL – Chargé de mission recherche « Eau, biodiversité et aménagement urbain » – Office français de la biodiversité (OFB) – Compétences : Assainissement, gestion intégrée des eaux pluviales, traitement des boues, utilisation d'eaux non conventionnelles

M. Johnny GASPERI – Directeur de recherche – Université Gustave Eiffel – Compétences : Micropolluants organiques, eaux urbaines, eaux de surface, traitements des eaux usées

M. Jean-Yves GAUBERT – Responsable R&D – Eau du bassin rennais et Rennes Métropole assainissement – Compétences : Constituants et contamination des eaux et des rejets, génie des procédés, produits et procédés de traitement, réactions secondaires et sous-produits de désinfection, réseau de distribution, exploitation de services d'eaux

M. Julio GONÇALVÈS – Professeur – Université Aix-Marseille, Centre européen de recherche et d'enseignement en géosciences de l'environnement (CEREGE) – Compétences : Hydrogéologie, ressources en eaux, transfert de contaminants dans les nappes, modélisation, recharge

M. Jean-Louis GONZALEZ – Chercheur, HDR – Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER) – Compétences : Milieu marin, contaminants chimiques, spéciation, modélisation, échantillonnages passifs

M. Jean-François HUMBERT – Directeur de recherche, HDR – UMR BIOENCO, Institut de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) – Compétences : Microbiologie de l'eau dont cyanobactéries, écologie microbienne

M. Frédéric JORAND – Professeur – Université de Lorraine-Faculté de pharmacie – Compétences : Eaux destinées à la consommation humaine, biofilm, biocorrosion, eau minérales naturelles, thermalisme

M. Jérôme LABANOWSKI – Chargé de recherche CNRS – Université de Poitiers, UMR CNRS 7285 IC2MP, École Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Poitiers – Compétences : Qualité des effluents, biofilm en rivière, sédiments, devenir des contaminants effluents-rivière

M. Jérôme LABILLE – Directeur de recherche au CNRS – Université Aix-Marseille – Compétences : Devenir des contaminants dans les cycles de l'eau, exposition environnementale, vectorisation colloïdale, continuum homme terre mer, transfert en milieu, REUT, traitement de l'eau

Mme Sophie LARDY-FONTAN – Directrice du laboratoire d'hydrologie de Nancy – Compétences : Métrologie, chimie analytique, micropolluants, ultratraces, assurance qualité/contrôle qualité (QA/QC)

M. Rodolphe LEMEE – Professeur à Sorbonne Université, HDR – Laboratoire d'Océanographie de Villefranche, UMR 7093 CNRS-Sorbonne Université – Compétences : microalgues toxiques et nuisibles, *Ostreopsis*

Mme Françoise LUCAS – Enseignant-chercheur – Université Paris-Est Créteil, Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) – Compétences : Virologie, écologie microbienne, indicateurs de contamination fécale, bactériophages, mycobactéries, virus entériques, eaux usées et pluviales

Mme Julie MENDRET – Maître de conférences, HDR – Université de Montpellier, Institut Européen des Membranes – Compétences : Procédés membranaires, procédés d'oxydation avancée, couplage de procédés, élimination de micropolluants dans l'eau, réutilisation des eaux usées traitées

M. Laurent MOULIN – Responsable du département recherche et développement – Eau de Paris – Compétences : Microbiologie, virologie, traitements de désinfection, amibes

M. Damien MOULY – Épidémiologiste, responsable d'unité, en charge de surveillance des épidémies d'origine hydrique – Santé Publique France – Compétences : Risques infectieux, risques chimiques, PGSSE, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires, surveillance, alerte.

Mme Fabienne PETIT – Professeur émérite – Université de Rouen, UMR CNRS M2C – Compétences : Écologie microbienne

Mme Pauline ROUSSEAU-GUEUTIN – Enseignante chercheure en hydrogéologie – École des hautes études en santé publique (EHESP) – Compétences : Hydrogéologie, hydrologie, transferts des contaminants, périmètres de protection de captage, PGSSE

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT – Professeur – Université Clermont-Auvergne, Faculté de Pharmacie – Compétences : Santé publique et environnement, épidémiologie, évaluation de risques sanitaires

Mme Mylène TROTTIER – Médecin-conseil – Institut national de santé publique du Québec – Compétences : Prévention des risques professionnels liés aux nuisances en milieu de travail, épidémiologie, biostatistiques

M. Sébastien WURTZER – Responsable du service de biologie moléculaire et pathogènes émergents – Eau de Paris – Compétences : Virologie clinique et environnementale, biologie moléculaire, traitement de l'eau, évaluation du risque sanitaire, gestion du risque microbiologique

- **COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ « ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS AUX MILIEUX AÉRIENS » (CES AIR)**

Présidente

Mme Corinne MANDIN – Responsable du service de recherche sur les effets biologiques et sanitaires des rayonnements ionisants (Autorité de Sûreté Nucléaire et de Radioprotection) – Compétences : expologie, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires

Vice-président

M. Fabrice LERAY – Ingénieur-conseil (Caisse d'assurance retraite et de la santé au travail Pays de la Loire) – Compétences : hygiène industrielle, expositions professionnelles, toxicologie et métrologie des polluants, amiante

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Pharmacie, Université Paris Cité) – Compétences : toxicologie, environnement, modèles expérimentaux in vitro

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche émérite (Université Gustave Eiffel) – Compétences : transports et impacts sur la pollution de l'air, émissions de polluants des véhicules et du trafic, métrologie et méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux

Mme Sylvie CASSADOU – Médecin épidémiologiste retraitée (Observatoire régional de santé Occitanie) – Compétences : épidémiologie, évaluation quantitative des impacts sur la santé

Mme Laureline COATES – Conseiller médical en santé au travail (Institut national de recherche et de sécurité) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle

M. Marc DURIF – Directeur exécutif (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) – Compétences : surveillance de la qualité de l'air, caractérisation des émissions atmosphériques, réglementations et plans d'actions

Mme Elodie GUIGON – Maître de conférences (école Pratique des Hautes études) – Compétences : contamination de l'environnement, transferts environnementaux, micropolluants organiques dans l'atmosphère

M. Sébastien HULO – Professeur des Universités - Praticien hospitalier (PU-PH, Centre hospitalier universitaire de Lille, Université de Lille) – Compétences : pathologies pulmonaires d'origine professionnelle, explorations fonctionnelles respiratoires

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Directrice de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail) – Compétences : épidémiologie, pollution atmosphérique

M. Hervé LABORDE-CASTEROT – Praticien hospitalier (Assistance publique-Hôpitaux de Paris Hôpital Fernand Widal, Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie

M. Claude LAMBRÉ – Retraité (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : immunologie, évaluation des risques sanitaires, toxicologie des produits chimiques

Mme Juliette LARBRE – Cheffe de service (Service des Laboratoires de Santé Environnementale, Mairie de Paris) – Compétences : prélèvements et analyses dans l'air, exposition

Mme Barbara LE BOT – Professeure des Universités (École des hautes études en santé publique, Université de Rennes, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, Unité mixte de recherche 1085) – Compétences : contamination de l'environnement intérieur, qualité de l'air et des poussières sédimentées, évaluation des expositions

M. Christophe LEROYER – Professeur des Universités et Praticien hospitalier (Centre hospitalier universitaire de Brest, Université de Bretagne Occidentale) – Compétences : asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive, environnement

Mme Rachel NADIF – Responsable d'équipe, chargée de Recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Centre de recherche en Épidémiologie et Santé des populations U1018) – Compétences : épidémiologie, santé respiratoire

Mme Anne OPPLIGER – Retraitée (Département Santé au Travail et Environnement, Unisanté, Lausanne) – Compétences : Santé au Travail, bioaérosols, risques biologiques, zoonoses, One Health

M. Jérémie POURCHEZ – Directeur de recherche (École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Département « Activité Biologique des Particules Inhalées », Inserm Sainbiose U1059) – Compétences : toxicologie, métrologie des aérosols, nanomatériaux

Mme Delphine PRAUD – Chercheuse en épidémiologie environnementale (Centre Léon Bérard à Lyon) – Compétences : épidémiologie, caractérisation des expositions, pollution atmosphérique, cancers

Mme Anastasia SAADE – Médecin chercheur (Centre hospitalier universitaire de Rennes, Université de Rennes, Institut de Recherche en Santé, Environnement et Travail) – Compétences : évaluation et prévention du risque infectieux, pathologies professionnelles infectieuses à transmission aérienne

Mme Audrey SMARGIASSI – Professeur titulaire et chercheuse (Université de Montréal et Institut National de Santé Publique du Québec) – Compétences : expologie, effets respiratoires des polluants atmosphériques, évaluation quantitative des risques sanitaires

PARTICIPATION ANSES

Coordination et contribution scientifique

Mme Nawel BEMRAH – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité Évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques

Contribution scientifique (par ordre alphabétique)

Mme Nathalie ARNICH – Adjointe à la cheffe de l'unité - Unité Évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques

M. Clément BLASSIAU – Chargé de projets scientifiques – Unité Méthodologie et études - Direction de l'Evaluation des Risques

Mme Géraldine CARNE – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques

Mme Amélie CREPET - Cheffe de projets scientifiques - Unité Méthodologie et études - Direction de l'Evaluation des Risques

Mme Emmanuelle DURAND – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité Évaluation des risques liés à l'air - Direction de l'Évaluation des Risques

M. Daire GIBBONS– Coordinateur d'expertise scientifique – Unité évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques

M. Denis HABAUZIT - Chargé de projets scientifiques – Unité Toxicologie des contaminants - Laboratoire de Fougères

Mme Alix HIDALGO – Coordinatrice d'expertise scientifique - Unité Évaluation des risques liés à l'eau - Direction de l'Evaluation des Risques

Mme Marion KEIRSBULCK – Cheffe d'unité – Unité Évaluation des risques liés à l'air

Mme Pauline Le Gall – Stagiaire - Unité évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques

Mme Aurélie MATHIEU-HUART – Adjointe à la cheffe d'unité – Unité Évaluation des valeurs de référence et des risques des substances chimiques - Direction de l'Évaluation des Risques

Mme Éléonore NEY – Cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'Évaluation des Risques

Mme Anne NOVELLI – Adjointe à la cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'Évaluation des Risques

Mme Karine TACK – Cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés aux aliments - Direction de l'Évaluation des Risques

Secrétariat administratif

Mme Armelle VIGNERON, Direction de l'Évaluation des Risques

Table des matières

Table des matières 12
Table des abréviations 16
Liste des tableaux 19
Liste des figures 21
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise 25
1.1 Contexte 25
1.2 Objet de la saisine 26
1.3 Organisation de l'expertise 27
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts 30
2 Méthode d'expertise 31
3 Proposition d'une méthode de catégorisation 32
3.1 Principe général 32
3.2 Approche méthodologique proposée par le GT 32
3.2.1 Score d'occurrence 34
3.2.2 Score de toxicité 48
4 Limites et incertitudes 60
4.1 Périmètre des substances étudiées 60
4.2 Volet Occurrence 60
4.2.1 Sources de contamination 60
4.2.2 Données sur les propriétés physico-chimiques des molécules 61
4.3 Volet information sur la toxicité 62
4.3.1 Appréciation qualitative des dangers pour la catégorisation 62
4.3.2 Constitution et mises à jour des bases de données 62
4.3.3 Limitation des informations inhérentes à la réglementation 63
5 Résultats des matrices occurrence et information sur la toxicité, matrice de catégorisation et stratégies de surveillance associées 64
5.1 Présentation et principe d'exploitation des résultats 64
5.2 Résultats de la matrice de toxicité 65
5.3 Résultats de la matrice d'occurrence 69
5.4 Résultats des matrices de catégorisation et construction des propositions de recommandations pour la surveillance par compartiment 72
5.4.1 Clé de lecture des graphiques 72
5.4.2 Propositions d'une stratégie graduelle et itérative de la surveillance 74
5.4.3 Seuils d'affectation d'une molécule à un type de surveillance 75
6 Résultats par compartiment et recommandations de surveillance 79

6.1 Compartiment " Alimentation " 79
6.1.1 Alimentation infantile 79
6.1.2 Boissons 82
6.1.3 Céréales et légumineuses 83
6.1.4 Fruits, légumes et dérivés 85
6.1.5 Lait et produits laitiers 87
6.1.6 Lait maternel 89
6.1.7 Miel et sucres 92
6.1.8 Œufs et ovoproduits 93
6.1.9 Poissons et produits de la mer 95
6.1.10 Produits de panification, pâtisseries et biscuits 97
6.1.11 Produits gras 98
6.1.12 Produits transformés 100
6.1.13 Sauces, assaisonnements et condiments 101
6.1.14 Viandes 102
6.1.15 Stratégie de surveillance à l'échelle du compartiment 104
6.2 Compartiments « Air, sols, poussières » 110
6.2.1 Sols 110
6.2.2 Poussières extérieures 112
6.2.3 Poussières intérieures 114
6.2.4 Air intérieur 115
6.2.5 Air extérieur 118
6.2.6 Stratégie de surveillance à l'échelle des compartiments air, sol et poussières 122
6.3 Milieux aquatiques et EDCH 127
6.3.1 Eaux de surface - eau 127
6.3.2 Eaux de surface- Biote 128
6.3.3 Eaux de surface - sédiments 130
6.3.4 Eaux souterraines 131
6.3.5 MER - eau 132
6.3.6 MER – biote 134
6.3.7 MER - sédiments 136
6.3.8 Ressources utilisées pour la production d'EDCH 137
6.3.9 Eaux distribuées 139
6.3.10 Eaux conditionnées 140
6.3.11 Stratégie de surveillance pour les milieux aquatiques et EDCH : harmonisation et mise en cohérence des listes 142
6.3.12 Homogénéisation des listes de PFAS à surveiller dans les poissons et le biote 144

6.4 Approches intégratives des résultats des différents compartiments 147
6.4.1 Biosurveillance humaine 147
6.4.2 Proposition de surveillance localisée des sources et milieux connexes 148
7 Conclusions du groupe de travail 150
8 Recommandations du groupe de travail 154
8.1 Consolidation et réactualisation du travail de priorisation : besoin d'un groupe de travail pérenne 154
8.2 Recommandations concernant la démarche globale de priorisation 155
8.2.1 Evolution du périmètre de la priorisation 155
8.2.2 Amélioration de l'accès aux données règlementaires 155
8.2.3 Réflexion sur la pondération des critères 156
8.3 Recommandations spécifiques à l'acquisition de nouvelles connaissances toxicologiques 156
8.3.1 Acquisition et production de données toxicologiques 156
8.3.2 Mieux caractériser le danger et les relations dose-effet 157
8.3.3 Production de données expérimentales écotoxicologiques 157
8.3.4 Intégration des nouvelles approches méthodologiques dans l'évaluation des PFAS 158
8.3.5 Besoin d'acquisition de données épidémiologiques et d'imprégnation 158
8.4 Recommandations spécifiques aux données d'occurrence 159
8.4.1 Accessibilité des données d'occurrence 159
8.4.2 Critères physico-chimiques, propriétés des molécules 159
8.4.3 Travaux méthodologiques sur le transfert 160
8.4.4 Amélioration des performances analytiques selon les compartiments 160
8.4.5 Acquisition de nouvelles données d'occurrence dans les compartiments 160
8.4.6 Consolidation de la liste des PFAS d'intérêt dans les sources 161
8.4.7 Acquisition de nouvelles données d'occurrence dans les sources 161
9 Bibliographie 162
9.1 Publications 162
9.2 Normes 164
9.3 Législation et réglementation 164
Annexe 1 : Lettre de saisine 166
Annexe 2 : MCDE et MCDA en tant que sources de contamination en PFAS de l'EDCH et des aliments 172
Annexe 3 : Informations complémentaires relatives aux critères pris en compte dans le score de toxicité 200
Annexe 4 : Contribution au score d'occurrence total 208
Annexe 5 : Table des substances compilée par le GT PFAS 239

Annexe 6 : Méthode de priorisation des PFAS définie par Santé publique France.....240

Annexe 7 : Liste des substances dont le score de toxicité total (ST total) est inférieur ou égal à 20.....242

Annexe 8 : Résultats de la catégorisation et recommandations associées tous compartiments confondus.....247

Annexe 9 : Liste des PFSA et PFCA avec longueur de chaine correspondante.....248

Annexe 10 : Liste des PFAS recommandés pour une surveillance localisée des sources et milieux connexes 249

Annexe 11 : Liste des PFAS pour lesquels la recherche d'informations sur la toxicité n'a pas été réalisée.....253

Annexe 12 : Suivi des actualisations du rapport 258

Table des abréviations

AGEC	Anti-Gaspillage pour une Economie Circulaire
ATSDR	*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (Agence pour le registre des substances toxiques et des maladies)
AOF	*Adsorbable Organic Fluorine (Fluor organique adsorbable)*
ARS	Agence régionale de santé
AST	Appui scientifique et technique
BaF	*Bioaccumulation factor* (Facteur de bioaccumulation)
BcF	*Bioconcentration factor* (Facteur de bioconcentration)
CES	Comité d'experts spécialisés
CLP	*Classification, Labelling, Packaging*
CMA	Concentration maximale admissible
CMR	Cancérogène, mutagène, reprotoxique
Cr (VI)	Chrome hexavalent
DCE	Directive cadre sur l'eau
DCSMM	Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin
DDPP	Directions départementales de la protection des populations
DEDuCT	*Database of Endocrine Disrupting Chemicals and their Toxicity profiles*
DGAL	Direction générale de l'alimentation
DGCCRF	Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes
DGPR	Direction générale de la prévention des risques
DGS	Direction générale de la santé
DGT	Direction générale du travail
DRAAF	Directions régionales de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt
ECHA	Agence européenne des produits chimiques
ECMS	Enquête canadienne sur les mesures de la santé
ED	*Endocrine disruptor* (perturbateur endocrinien)
EDCH	Eaux destinées à la consommation humaine
EPOC	Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux
ERCA	Evaluation des risques physico-chimiques liés aux aliments
ESI	Ionisation par *electrospray*
ESO	Eaux souterraines
ESU	Eaux de surface
FLEHS IV	*The Flemish Environment and Health Study*
GerES	*The German Environmental Survey*
GIDAF	Gestion Informatisée des Données d'Autosurveillance Fréquente
HPLC/MS	Chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectrométrie de masse
HRMS	Spectrométrie de masse à haute résolution
HSA	Albumine sérique humaine
ICPE	Installations classées pour la protection de l'environnement
Inrae	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

ITRC	*Interstate Technology Regulatory Council*
Kaw	Coefficient de partage air-eau
Koc	Coefficient de partage carbone organique/eau
LOD	Limite de détection
LOQ	Limite de quantification
MA	Moyenne annuelle
MCDA	Matériaux au contact des denrées alimentaires
MCDE	Matériaux au contact de l'eau
MRM	*Multiple Reaction Monitoring*
Nhanes	*National Health and Nutrition Examination Survey*
NQE	Norme de qualité environnementale
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OEHHA	*Office of Environmental Health Hazard Assessment* (Bureau d'évaluation des risques sanitaires liés à l'environnement, état de Californie)
OFB	Office national de la biodiversité
OMC	Organisation mondiale du commerce
PARC	*Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals*
PBT	Persistant, bioaccumulable et toxique
PE	Perturbateur endocrinien
PFAS	Composés per- et poly- fluoroalkylés
PFCA	Acide perfluorocarboxylique
PGSSE	Plan de gestion de la sécurité sanitaire des eaux
PMT	Persistant, mobile, toxique
POP	Polluants organiques persistants
PNEC	*Predicted no effect concentration (concentration prédite sans effets)*
PPAR	Récepteur activé par les proliférateurs de peroxysomes
PSPC	Plans de surveillance et de contrôle
QSAR	*Quantitative structure–activity relationship* (Relation quantitative/qualitative structure-activité)
qTOF-MS	Spectrométrie de masse quadripolaire à temps de vol
RCS	Réseau contrôle surveillance
REACH	*Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (Règlement concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances)*
RSDE	Recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans les eaux
RT	Récepteurs thyroïdiens
SCL	Service Commun des Laboratoires
SpF	Santé publique France
STEU	Stations de traitement des eaux usées
TEDX	The Endocrine Disruption Exchange
SVHC	Substances of Very High Concern (substances extrêmement préoccupantes)
TEF	Facteurs d'équivalence toxique
US EPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis
VGS	Valeur guide sanitaire

VLEP	Valeur limite d'exposition professionnelle
vPvB	*Very persistent very bioaccumulative (très persistant, très bioaccumulable)*
VR	Valeur de référence
VSR	Valeur sanitaire de référence
VTR	Valeur toxicologique de référence
VTi	Valeur toxicologique indicative

Liste des tableaux

Tableau 1. Compartiments et sous-compartiments considérés pour la catégorisation 33
Tableau 2. Critères considérés pour le calcul du score d'occurrence 35
Tableau 3. Classe de recherche attribuée en fonction du nombre d'échantillons dans lesquels une recherche a été effectuée par couple PFAS/sous-compartiment 36
Tableau 4. Poids attribués en fonction du potentiel de bioaccumulation 42
Tableau 5. Poids attribués en fonction de la volatilité 42
Tableau 6. Poids attribués en fonction de l'adsorption sur les poussières 43
Tableau 7. Poids attribués en fonction du potentiel d'adsorption 43
Tableau 8. Poids attribués en fonction du potentiel de mobilité 44
Tableau 9. Poids attribués en fonction de la solubilité 45
Tableau 10. Liste des sources selon les sous-compartiments et propriétés physico-chimiques associées 45
Tableau 11. Tableau de synthèse des critères, scores et poids pris en compte dans le calcul du score d'occurrence 47
Tableau 12 : Critères utilisés pour calculer le score de toxicité (ST) 49
Tableau 13. Critères et pondérations retenus pour l'existence d'une VTR.....50
Tableau 14. Critères et poids retenus pour les effets cancérogènes.....51
Tableau 15. Critères et poids retenus pour les effets mutagènes 52
Tableau 16. Critères et poids retenus pour les effets reprotoxiques 53
Tableau 17. Critères et poids retenus pour le potentiel PE 54
Tableau 18. Critères et pondérations retenus pour l'existence de données d'écotoxicité.....56
Tableau 19. Tableau de synthèse des critères, scores et poids pris en compte dans le calcul du score de toxicité 58
Tableau 20. Recommandations de surveillance en fonction des seuils pris en compte 77
Tableau 21 : Liste des couples substance/sous-compartiment très recherchées et non quantifiées.....105
Tableau 22 : Liste de PFAS à surveiller dans les sous-compartiments alimentaires en fonction du type de surveillance.....109
Tableau 23 : Compilation des listes de PFAS issues des différents compartiments air, sol, poussières recommandées pour une surveillance exploratoire.....122
Tableau 24 : Liste commune des PFAS à surveiller dans les compartiments air, sols et poussières.....124
Tableau 25 : Compilation des listes de PFAS issues des différents sous-compartiments aquatiques, avec le niveau de surveillance associé.....142
Tableau 26 : Liste commune aux sous-compartiments « poissons et produits de la mer » et « Biote ».....144
Tableau 27 : Liste finale homogénéisée de PFAS à surveiller dans les milieux aquatiques et EDCH.....146

Tableau 28 : Substances proposées à la surveillance dans la population humaine générale 147

Tableau 29 : Liste de PFAS priorisés proposée par Santé Publique France.....148

Tableau 30 : Limites de détection selon les matériaux de type papiers & cartons.....176

Tableau 31 : Limites de détection pour un article de type « friteuse » par le laboratoire implanté en Chine.....177

Tableau 32 : Comparaison entre les teneurs en PFAS après extraction et migration, adapté de Sapozhnikova et al. (2023).....181

Tableau 33 : Présentation de quelques études de cas récentes relatives aux MCDA.....183

Tableau 34 : Estimation de l'exposition journalière résultant de la migration des PFAS contenus dans les MCDA dans des aliments réels (adapté de Lerch et al. 2022).....187

Tableau 35. Extrait de l'annexe I – Liste positive européenne de substances de départ individuelles pour les matériaux organiques 192

Tableau 36. Recensement des produits autorisés en France par les deux laboratoires habilités (CARSO et EUROFINS).....199

Tableau 37 : Liste des PFSA C4 à C14 et PFCA C4 à C12, analysables simultanément, associés à leur longueur de chaîne 248

Tableau 38 : Liste des PFAS à surveiller dans les sources, classée selon le ST 249

Liste des figures

Figure 1. Schéma présentant le découpage des questions, les collectifs d'experts mobilisés et les livrables associés.....28

Figure 2. Schéma illustrant l'attribution des poids selon les classes de concentrations médianes (exemple de la distribution des PFAS dans les poissons et produits de la mer) ...37

Figure 3. Contribution des différents scores de toxicité intermédiaires (ST1 à ST4) au score de toxicité total (ST total), Substances dont le ST total > 20; ST1 : existence d'une VTR ou de données toxicologiques expérimentales ou de données épidémiologiques, ST2 : existence d'une classification CMR, ST3 : existence d'une classification du potentiel de perturbation endocrinienne (PE), ST4 : existence de données d'écotoxicité (avec PNEC prédites et expérimentales), d'une classification CLP (PBT, PMT) SVHCvPvB, de preuves de données d'écotoxicité, ou inclusion dans Sin List ou UBA 67

Figure 4. Contribution de différents scores de toxicité intermédiaires (ST1 à ST4) au score de toxicité total (ST total), Substances dont le ST total>20; ST1 : existence d'une VTR ou de données toxicologiques expérimentales ou de données épidémiologiques, ST2 : existence d'une classification CMR, ST3 : existence d'une classification du potentiel de perturbation endocrinienne (PE), ST4 : existence de données d'écotoxicité (PNEC expérimentales uniquement), d'une classification CLP (PBT, PMT, SVHC, vPvB) de preuves de données d'écotoxicité, ou inclusion dans Sin List ou UBA 68

Figure 5. Contribution au score d'occurrence total des PFAS du sous-compartiment "sédiments" des eaux de surface.....70

Figure 6. Contribution au score d'occurrence total des PFAS du sous-compartiment " Lait et produits laitiers " 71

Figure 7. Exemple de représentation graphique pour illustrer la clé de lecture (sous-compartiment Eaux de surface-eau).....73

Figure 8. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Alimentation infantile » 81

Figure 9. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Alimentation infantile », échelle rapprochée pour la classe 1 81

Figure 10. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Boissons ».....82

Figure 11. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Boissons », échelle pour la classe 1.....83

Figure 12. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Céréales et légumineuses » 84

Figure 13. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Céréales et légumineuses », échelle rapprochée pour les classes 1, 2 et 3.....84

Figure 14. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Fruits, légumes et dérivés » 86

Figure 15. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Fruits, légumes et dérivés », échelle rapprochée pour les classes 1 et 4 à 6.....86

Figure 16. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait et produits laitiers ».87

Figure 17. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait et produits laitiers », échelle rapprochée pour la classe 1 88

Figure 18. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait maternel ».....89

Figure 19. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait maternel », échelle rapprochée pour la classe 1 90

Figure 20. Contribution au SO total pour le sous-compartiment « Lait maternel » 91

Figure 21. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Miel et sucres » 92

Figure 22. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Miel et sucres », échelle rapprochée pour la classe 1 93

Figure 23. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Œufs et ovoproduits »....94

Figure 24. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Œufs et ovoproduits », échelle rapprochée pour les classes 1 et 4 à 6....95

Figure 25. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Poissons et produits de la mer »....96

Figure 26. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Poissons et produits de la mer, échelle rapprochée pour les classes 1, 2-3 et 4 à 6....96

Figure 27. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits de panification, pâtisseries et biscuits » 97

Figure 28. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits de panification, pâtisseries et biscuits », échelle rapprochée pour la classe 1....98

Figure 29. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits gras » 99

Figure 30. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits gras », échelle rapprochée pour la classe 1 99

Figure 31. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits transformés » 100

Figure 32. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits transformés », échelle rapprochée pour la classe 1 101

Figure 33. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Sauces, assaisonnements et condiments »....102

Figure 34. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Sauces, assaisonnements et condiments », échelle rapprochée pour la classe 1 102

Figure 35. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Viandes » 103

Figure 36. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Viandes », échelle rapprochée pour les classes 1 et 4 à 6....104

Figure 37. Matrice de catégorisation pour le compartiment « sols » 111

Figure 38. Matrice de catégorisation pour le compartiment « sol », échelle rapprochée pour les différentes classes de recherche....112

Figure 39. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières extérieures »....113

Figure 40. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières extérieures », échelle rapprochée pour la classe 1 113

Figure 41. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières intérieures »....114

Figure 42. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières intérieures », échelle rapprochée pour les classes 1 et 2-3....115

Figure 43. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase gazeuse »....116

Figure 44. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase gazeuse », échelle rapprochée pour la classe 1 et 2-3 116
Figure 45. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase particulaire » 117
Figure 46. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase particulaire », échelle rapprochée pour la classe 1 117
Figure 47. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase totale » 118
Figure 48. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase totale », échelle rapprochée pour la classe 1 118
Figure 49. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase gazeuse » 119
Figure 50. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur - Phase particulaire », échelle rapprochée pour la classe 1 120
Figure 51. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase particulaire » 120
Figure 52. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase totale » 121
Figure 53. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase totale », échelle rapprochée pour les classes 1 et 2-3 121
Figure 54. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » des ESU pour les classes 1 à 6 127
Figure 55. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » des ESU pour les classes 1 à 6, échelle rapprochée 128
Figure 56. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » des ESU pour les classes 1 à 6 129
Figure 57. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » des ESU pour la classe 1, échelle rapprochée 129
Figure 58. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » des ESU pour les classes 1 à 6 130
Figure 59. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » des ESU pour les classes 1, 2 et 3, échelle rapprochée 131
Figure 60. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ESO » pour les classes 1 à 6 132
Figure 61. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ESO » pour les classes 1 à 6, échelle rapprochée 132
Figure 62. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » MER pour les classes 1 à 3 133
Figure 63. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » MER pour la classe 1, échelle rapprochée 134
Figure 64. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » MER pour les classes 1 à 6 135

Figure 65. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » MER pour la classe 1, échelle rapprochée 135

Figure 66. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » MER pour les classes 1 à 6 136

Figure 67. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » MER pour les classes 1 à 3, échelle rapprochée 137

Figure 68. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ressources utilisées pour la production d'EDCH » pour les classes 1 à 6.....138

Figure 69. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ressources utilisées pour la production d'EDCH » pour les classes 1 à 3, échelle rapprochée.....138

Figure 70. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux distribuées » pour les classes 1 à 6 139

Figure 71. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux distribuées » pour les classes 1 à 3, échelle rapprochée 140

Figure 72. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux conditionnées » pour les classes 1 à 6.....141

Figure 73. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux conditionnées » pour les classes 1 et 4,5 et 6, échelle rapprochée 141

Figure 74. Bilan de la stratégie de surveillance proposée tenant compte de la catégorisation 152

Figure 75. Croisement des cibles PFAS en fonction de différentes réglementations européennes ou françaises 174

Figure 76. Nombre d'échantillons analysés par catégorie de MCDA 175

Figure 77. Répartition de l'échantillonnage SCL en nature, nombre et date d'analyse.....178

Figure 78. Représentation schématique du concept de dosage total des PFAS - Illustration adaptée des travaux d'Idowu et al (2025).....180

Figure 79. Carte conceptuelle des techniques d'analyse des PFAS - Illustration adaptée des travaux d'Idowu et al (2025) 180

Figure 80. Evolution au cours d'une période de 10 jours de la teneur en PFAS ayant migré depuis des MCDA vers les simulants. Graphiques adaptés des travaux de Sapozhnikova et al. (2023).....182

Figure 81. Comparaison des PFAS (ng/g d'aliment) qui ont migré dans EtOH à 50% comme simulant et dans du porridge comme matrice alimentaire réelle, à partir d'assiettes en papier - Graphiques adaptés des travaux de Lerch et al. (2022) 182

Figure 82. Indice de priorisation toxicologique (ToxPi) selon Phelps et al. (2024),(A) Critères de calcul du score, (B) Exemple de représentation du ToxPi pour le PFOA et le PFHxA, (C) Classement des 68 PFAS 188

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

1.1 Contexte

Les composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) constituent une large famille de substances chimiques (plus de 4000 composés[2]) fabriquées depuis les années 1930 et utilisées dans de nombreuses applications industrielles et produits de consommation courante. L'origine des PFAS dans l'environnement est donc exclusivement anthropique. Cette famille de composés chimiques présente un caractère persistant dans l'environnement, en raison de la stabilité de la liaison chimique carbone-fluor qui confère aux PFAS une résistance à la dégradation thermique, chimique et biologique. Ces substances contaminent tous les compartiments de l'environnement : eaux, air, sols, sédiments et biotes. Certains PFAS se retrouvent ainsi également dans la chaîne alimentaire du fait de leur capacité à être accumulés dans les organismes vivants, notamment chez l'Homme et entraînent des effets sur la santé (Académie des sciences, 2025).

La réglementation européenne ne concerne que certains usages et certains PFAS. Le PFOA et le PFOS sont strictement interdits, certains usages sont déjà restreints (mousses anti-incendies) et une proposition de restriction globale visant à encadrer en Europe la fabrication et la mise sur le marché de substances, mélanges et articles contenant des PFAS est en cours d'examen par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA). En France, par anticipation des dispositions européennes qui pourraient être mises en place, une loi interdit[3], à compter du 1er janvier 2026, la fabrication, l'importation, l'exportation et la mise sur le marché des cosmétiques, produits de fartage (pour les skis) et vêtements, chaussures et leurs imperméabilisants contenant des PFAS, à l'exception des textiles d'habillement et des chaussures de protection pour les professionnels notamment ceux ayant des missions de défense nationale ou de sécurité civile qui seront listés par décret. Un plan interministériel sur les PFAS a été publié[4] pour structurer les actions en réponse aux préoccupations grandissantes en prenant en compte les enjeux sanitaires et environnementaux.

Plusieurs directives européennes ont pris en considération certains PFAS, notamment la Directive n°2000/60/CE, dite Directive cadre sur l'eau (DCE), et la Directive n° 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH). Cette dernière a été transposée en droit français en janvier 2023 pour une application des dispositions au plus tard au 12 janvier 2026. En anticipation de cette mise en application, une instruction n° DGS/EA4/2025/22 du 19/02/25 relative à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de composés perfluorés (PFAS) dans les eaux destinées à la consommation humaine a

[2] Selon de récents travaux, la famille des PFAS pourrait comprendre près de 15 000 substances (14735 selon la base de données de la CompTox (Août 2022) :https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASSTRUCT)

[3] LOI n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000051260902, consulté le 6/03/2025) – tous les autres textes règlementaires se trouvent dans la partie bibliographie.

[4] Plan interministériel sur les PFAS : le gouvernement se mobilise pour répondre aux enjeux sanitaires et environnementaux | Ministères Aménagement du territoire Transition écologique, consulté le 25/04/2025

précisé les modalités de suivi de la qualité de l'eau des PFAS sur l'ensemble du territoire par les Agences régionales de santé (ARS).

1.2 Objet de la saisine

L'Anses a été saisie sur un périmètre particulièrement large, à la fois en nombre de substances de la famille des PFAS et en étendue du champ des travaux ; le cadrage de la saisine a été défini après un examen approfondi. Les demandes qui figurent dans le courrier de saisine (Annexe 1) sont les suivantes :

- *réaliser une mise à jour de l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de PFAS dans les EDCH (intégrant la détermination d'une ou plusieurs valeurs guides) en tenant compte des 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184 ;*
- *établir un état des lieux des données sur les expositions actuelles aux PFAS en identifiant les principales sources d'exposition de la population française à ces substances. Vous pourrez notamment vous appuyer sur les résultats de l'enquête Esteban et ceux issus du programme HBM4EU[5] ;*
- *analyser les données relatives aux contaminations environnementales ainsi que les données de production, d'importation et d'utilisation de ces substances chimiques afin d'estimer les PFAS pour lesquels les expositions seraient les plus importantes dans la population. Les domaines concernés sont l'alimentation, l'eau potable, les MCDA, les produits cosmétiques, les produits phytopharmaceutiques, les autres usages (industriels, mousse anti-incendie).*

La saisine transmise s'inscrit dans un contexte marqué par le dépôt début 2023 d'une proposition de restriction, au titre du règlement n°1907/2006 dit REACH, visant la famille des PFAS dans leur ensemble. Le soutien de la France à cette restriction, portée par cinq pays européens, fait partie de l'axe 2 du plan gouvernemental sur les PFAS publié début 2023[6] et de l'action 10 du plan d'action interministériel sur les PFAS publié en avril 2024[7] qui intègre et remplace le plan précédent.

À l'issue du processus réglementaire d'instruction par l'ECHA de cette proposition de restriction, les mesures de gestion qui pourraient être décidées au niveau européen s'imposeraient *de facto* au niveau français.

Dans ce cadre, et considérant les délais prévus pour l'examen de cette proposition de restriction. Il n'apparaissait pas pertinent de mobiliser une expertise collective de l'Anses sur l'ensemble des sujets proposés dans la saisine. Il a été acté avec les tutelles de concentrer les travaux d'expertise sur la question de surveillance dans les milieux.

Les questions de la saisine ont donc été reformulées par l'Anses selon plusieurs axes :

a. pour les 20 PFAS listés dans la directive n°2020/2184 : recensement des valeurs de référence (VR) existantes pour l'eau de boisson. Pour cela, les VR pour l'eau de boisson publiées par des agences sanitaires seront recherchées et décrites. En complément, les valeurs toxicologiques de référence (VTR) long terme par voie orale publiées par d'autres

[5] HBMEU : initiative européenne (Horizon2020) sur la biosurveillance. https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2017/03/French.pdf
[6] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/22261_Plan-PFAS.pdf
[7] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/2024.04.05_Plan_PFAS.pdf

institutions ne s'étant pas positionnées sur les eaux de boisson seront compilées et les VR pour l'eau de boisson correspondante seront estimées ;

b. état des lieux des dispositifs de surveillance existant en France (plan de surveillance / plan de contrôle, filières concernées, valeurs réglementaires, performances analytiques) ;
c. bilan de la contamination des différents milieux (eaux, aliments, air/poussières intérieures (incluant l'exposition professionnelle), sols, produits de consommation) et des données de biosurveillance ;
d. définition d'une méthode de priorisation des PFAS pour les milieux considérés ;
e. hiérarchisation des PFAS à considérer pour la surveillance dans les différents milieux et pour la biosurveillance sur la base de la méthodologie précédemment définie ;
f. recommandations d'évolutions à apporter aux dispositifs de surveillance (populations générale et professionnelle), dont des propositions de valeurs guides sanitaires (VGS) pour les EDCH pour certains PFAS ;
g. élaboration de VTR long terme par voie orale pour certains PFAS, seuls et/ou en mélange. À noter que ces travaux en matière de VTR pour la famille des PFAS sont à considérer dans le cadre du protocole d'accord établissant le programme de travail VTR ;
h. travail d'élaboration de commentaires de l'Anses dans le cadre du processus européen de consultation publique de la restriction.

L'Anses a préalablement indiqué que les questions relatives aux sujets suivants ne seront pas traitées dans le cadre de cette saisine :

- la présence des PFAS dans l'alimentation animale[8] ;
- l'écotoxicité des PFAS.

1.3 Organisation de l'expertise

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Janvier 2024) ».

Les travaux sur les PFAS ont mobilisé différents collectifs d'experts en fonction des questions à instruire et des domaines de compétences (Figure 1).

[8] Les travaux se focalisent sur la santé humaine dans une approche globale de l'alimentation. Si au cours des travaux d'expertise, une problématique liée à l'alimentation animale comme source de contamination des denrées d'origine animale est identifiée, cela pourra être traité le cas échéant dans le cadre d'une nouvelle saisine.

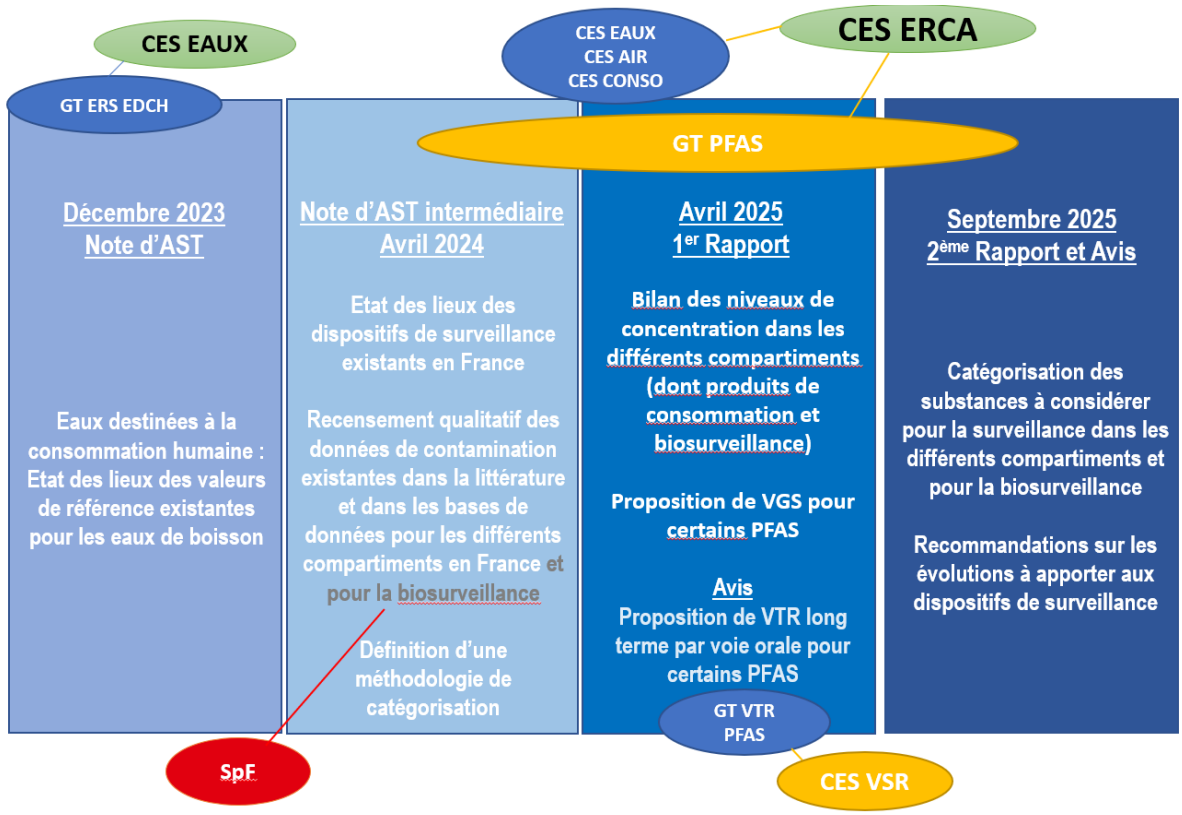


Figure 1. Schéma présentant le découpage des questions, les collectifs d'experts mobilisés et les livrables associés

La question « a » de la saisine a fait l'objet d'une expertise conduite par le groupe de travail (GT) « Évaluation des risques sanitaires associés aux paramètres chimiques des eaux destinées à la consommation humaine » et validée par le CES « Eaux ». La note d'appui scientifique et technique (AST) a été transmise le 28 décembre 2023 aux ministères commanditaires de la saisine.

La question « g » fait l'objet de l'expertise du GT VTR PFAS, rattaché au CES « Valeurs sanitaires de référence » (VSR), constitué pour répondre spécifiquement à cette question. Elle est donc hors du champ de ce rapport. Il est attendu du GT VTR PFAS la proposition de VTR pour certains PFAS parmi les 20 PFAS réglementés dans les EDCH et le fluorotélomère 6:2 FTSA; ceci fait l'objet d'un autre livrable (Anses, 2025b).

La première partie de la question « h », (renforcer la prévention à la source par le soutien au projet de restriction déposé auprès de l'ECHA), a été traitée, l'Anses ayant transmis des commentaires dans le cadre de la consultation publique[9]. L'Anses assure le suivi de cette proposition de restriction tout au long de son processus d'instruction, *via* le site internet de l'ECHA, ainsi que les autres travaux de l'agence européenne concernant plus spécifiquement des groupes ou certaines substances.

L'expertise réalisée en réponse aux questions « b » à « f » relève du domaine de compétences du CES « Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments » (ERCA) en tant que CES pilote.

L'Anses a confié l'instruction de cette saisine au groupe de travail « PFAS : contaminations, surveillance et hiérarchisation » (PFAS), rattaché au CES ERCA.

Les collectifs suivants ont également été mobilisés dans leur domaine de compétences :

– CES « Eaux » ;

[9] Commentaires transmis le 21 août 2023 à la Direction générale de la prévention des risques.

- CES « Évaluation des risques chimiques liés aux articles et produits de consommation » (CES CONSO) ;
- CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES Air).
- GT « Evaluation des matériaux et auxiliaires technologiques dans le domaine de l'alimentation et de l'eau »

Les réponses aux questions « b », « c » et « d » ont fait l'objet d'une note intermédiaire d'AST en avril 2024. En raison de la modification du degré de priorité des travaux du GT réorientés sur la proposition d'une méthode de catégorisation, et des délais contraints, le périmètre de l'étude de la question « c » s'était limité au recensement qualitatif des données de contamination existantes dans la littérature et dans les bases de données pour les différents compartiments en France ; le bilan quantitatif était indiqué comme faisant l'objet d'un second livrable). La réalisation du bilan des données de biosurveillance a été confiée à Santé publique France (SpF), saisie par l'Anses dans le cadre de cette expertise. Ce bilan a ensuite été complété par des travaux menés par le GT PFAS.

La restitution détaillée de ces données quantitatives intégrant le volet relatif aux données de biosurveillance a fait l'objet d'un rapport intermédiaire en avril 2025 (Partie 1) (Anses, 2025a).

Pour répondre à la question « d », au regard des délais impartis, une première approche de la méthode de catégorisation a été proposée dans la note d'AST intermédiaire en avril 2024. Celle-ci a été testée, précisée et modifiée et fait l'objet du présent rapport d'expertise traité comme une seconde partie de la saisine (Partie 2) et permettra de répondre à la **question « e »**.

La réponse à la question « f » relative à la détermination de valeurs guides sanitaires dans les eaux destinées à la consommation humaine (VGS EDCH) pour les 20 PFAS réglementés dans les EDCH et le fluorotélomère 6:2 FTSA, est détaillée dans la partie 1 du rapport. A noter que le TFA ne fait pas partie de la liste des PFAS considérés par le GT VTR PFAS puisqu'une proposition de VTR par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) est attendue pour fin 2025 dans le cadre d'une saisine qui lui a été adressée par la Commission Européenne. Le GT PFAS a confié le volet « VGS EDCH » à des rapporteurs. Sur la base du guide d'élaboration (Anses, à paraître), les travaux ont permis de proposer des VGS EDCH pour les PFAS pour lesquels une VTR long terme par voie orale a été construite par le GT VTR PFAS (question « g »). **La réponse à la question « f » relative aux recommandations d'évolutions à apporter aux dispositifs de surveillance** fait l'objet du présent rapport d'expertise.

Les travaux d'expertise du GT PFAS, pour les questions **« d », « e » et « f »** ont été présentés régulièrement au CES ERCA (tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques) entre septembre 2023 et septembre 2025. Les travaux ont également été présentés au cours de cette même période aux CES EAUX, CONSO et AIR ainsi qu'au GT MATAE pour ce qui concerne l'expertise se rapportant à leur domaine de compétence respectif.

Les travaux relatifs à la catégorisation des composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans les différents compartiments et recommandations en vue de leur surveillance faisant l'objet de ce rapport–Partie 2 ont été adoptés par le CES ERCA le 11 septembre 2025.

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts

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

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet https://dpi.sante.gouv.fr/.

2 Méthode d'expertise

Pour répondre aux questions « d », « e » et « f » de la saisine, le GT PFAS a identifié les axes de travail suivants :

1. Proposition d'une méthode de catégorisation intégrant les informations disponibles en termes d'occurrence et de toxicité,
2. Identification des critères à prendre en compte pour le calcul de scores d'occurrence et de toxicité pour la catégorisation ; proposition d'un système de pondération entre les critères et élaboration d'une grille de calcul de scores d'occurrence et de toxicité,
3. Collecte et exploitation des informations et données nécessaires sur l'occurrence des PFAS dans les différents compartiments présentés dans le rapport – Partie 1 (Anses, 2025a), sur les sources de contamination, et sur les propriétés physico-chimiques des PFAS,
4. Collecte et exploitation des informations concernant la toxicité pour l'ensemble des PFAS identifiés au point 3.

Ce travail a nécessité la mise en place de deux sous-groupes de travail au sein du GT PFAS afin de travailler sur les scores d'occurrence d'une part et sur les scores de toxicité d'autre part en vue de réaliser la catégorisation, objet de ce livrable (Partie 2).

3 Proposition d'une méthode de catégorisation

Les travaux présentés dans le présent rapport s'appuient sur les résultats et la méthodologie présentés dans la partie 1 du rapport : Bilan de la contamination par les PFAS de différents compartiments (Anses, 2025a).

3.1 Principe général

Le principe de catégorisation revêt un caractère important puisqu'il doit permettre la sélection d'une liste de PFAS à considérer prioritairement pour les actions de surveillance afin de répondre aux questionnements de santé environnementale et de santé publique.

Considérant :

- l'absence de liste exhaustive des substances PFAS répondant à la définition de l'OCDE 2021 retenue par le GT,
- le faible nombre de ces substances pour lesquelles les données d'occurrence et/ou de toxicité sont disponibles.

La démarche de catégorisation a été conçue pour prendre en compte chaque PFAS sans qu'un faible nombre ou l'absence de données (occurrence et/ou toxicité) n'entraîne sa mise à l'écart. Pour répondre à cet enjeu, différents types de données ont été collectés, notamment pour les propriétés physico-chimiques, à la fois des données expérimentales et des données issues de la modélisation.

3.2 Approche méthodologique proposée par le GT

Le principe de la méthode proposée est de positionner les substances dans une matrice croisant deux tableaux indiquant les informations identifiées et les poids attribués, d'une part sur l'occurrence de la substance, et d'autre part sur sa toxicité. La répartition des PFAS dans cette matrice vise, pour chacune des molécules de PFAS identifiées par sous-compartiment, à différencier leur statut actuel et à proposer les actions de surveillance à mener.

Les PFAS considérés initialement sont ceux apparus lors du recensement des données de contamination dans les différents sous-compartiments. Les recherches d'informations sur la toxicité ont été menées sur ces PFAS (247 PFAS). Des substances complémentaires ont été identifiées par la suite dans les données relatives aux sources de contamination, pour lesquelles les données de toxicité n'ont pas été recherchées ; elles sont présentées dans l'annexe 11.

Les sous-compartiments considérés dans le cadre de ce travail sont listés dans le Tableau 1 ci-dessous :

Tableau 1. Compartiments et sous-compartiments considérés pour la catégorisation

Compartiments	Sous-compartiments
Air, poussières, sols	Air extérieur phase gazeuse
	Air extérieur phase particulaire
	Air extérieur phase totale
	Air intérieur phase gazeuse
	Air intérieur phase particulaire
	Air intérieur phase totale
	Poussières extérieures
	Poussières intérieures
	Sols
Aliments	Alimentation infantile
	Boissons (hors eaux de boisson)
	Céréales et légumineuses
	Fruits, légumes et dérivés
	Lait et produits laitiers
	Lait maternel
	Miel et sucre
	Poissons et produits de la mer
	Produits de panification, pâtisseries et biscuits
	Produits gras
	Produits transformés
	Sauces, assaisonnements et condiments
	Viandes
	Œufs et ovoproduits
Milieux aquatiques et eaux de boisson	Eaux souterraines (ESO), Eau
	Eaux de surface (ESU), Biote
	Eaux de surface (ESU), Eau
	Eaux de surface (ESU), Sédiments
	Eaux conditionnées
	Eaux distribuées
	Mer, Biote
	Mer, Eau
	Mer, Sédiments
	Ressources pour la production d'EDCH
Biosurveillance	Population générale
	Population professionnelle

Le score d'occurrence d'une substance est établi sur la base de critères d'occurrence spécifiques d'un sous-compartiment (ou d'un groupe d'aliments pour le compartiment

« Alimentation »), tandis que le score de toxicité repose sur des critères de toxicité propres à la substance elle-même indépendamment du sous-compartiment où elle pourrait être retrouvée.

3.2.1 Score d'occurrence

Les scores d'occurrence indiqués par substance et par sous-compartiment sont déterminés sur la base de 12 critères.

Les critères d'occurrence sont alimentés en partie par le bilan de la contamination des sous-compartiments décrit dans le rapport-Partie 1 (Anses, 2025a).

Les 12 critères sont regroupés pour établir quatre scores d'occurrence (SO) intermédiaires :

- SO1 : critères relatifs aux bases de données existantes,
- SO2 : critères relatifs aux données de la littérature,
- SO3 : critères relatifs au degré d'ubiquité de la substance,
- SO4 : critères relatifs aux sources de contamination.

Le score d'occurrence final (SO total) correspond à la somme des quatre scores d'occurrence intermédiaires décrits ci-dessous (Tableau 2).

Tableau 2. Critères considérés pour le calcul du score d'occurrence

	Bases de données existantes pour le compartiment considéré				Revue de la littérature				Présence dans les autres compartiments			Sources de contamination					
Substance	Classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Classe de la Concentration médiane	SO1	Classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Classe de la Concentration médiane	SO2	Retrouvé dans d'autres compartiments (oui/non)	Proportion de compartiments**	SO3	Existence d'une source de contamination (oui/non)	Si oui, classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Poids de la Propriété PC***	SO4	SO Total
S1																	
S2																	
S3																	
S4																	
...																	

3.2.1.1 Score d'occurrence SO1 : critères relatifs aux bases de données existantes

Ce score intermédiaire intègre les critères relatifs aux informations apportées par les bases de données (cf. Rapport Partie 1 : Bilan de la contamination par les PFAS de différents compartiments (Anses, 2025a)).

Pour chaque couple substance/sous-compartiment, les colonnes renseignent sur les éléments suivants :

- **Classe de recherche** : afin de discriminer les substances pas ou peu recherchées de celles qui sont très recherchées dans le sous-compartiment considéré, que cela soit dans le cadre de la surveillance ou lors d'actions spécifiques (autour d'un site par exemple), un score a été attribué à ce critère en considérant les classes listées dans le Tableau 3 selon la méthodologie développée dans la partie 1 du rapport (Anses, 2025a, chapitre 7.1.4.1).

Tableau 3. Classe de recherche attribuée en fonction du nombre d'échantillons dans lesquels une recherche a été effectuée par couple PFAS/sous-compartiment

Nombre de recherches (Nd[10])	Classe de recherche
0	1
1-29	2
30-79	3
80-159	4
160-799	5
800 et plus	6

Les résultats sont présentés dans la suite de ce rapport en fonction de ces classes de recherche.

- **Proportion de résultats quantifiés** : *i.e*. supérieurs à la limite de quantification (> LOQ),
- **Classe de concentration** : lorsque la substance est quantifiée dans un sous-compartiment, un poids de 1 à 10 est attribué à sa valeur médiane selon la distribution par déciles des concentrations médianes de l'ensemble des PFAS (P10, P20, …, P90, max) quantifiés dans le sous-compartiment. Cela signifie que, pour chaque sous-compartiment, 10% des PFAS ont un score de 1, 10% un score de 2, etc. (Figure 2). Lorsque la substance est quantifiée 5 fois ou moins (Nq≤5), ce poids n'est pas renseigné car la médiane n'est pas jugée robuste (cf. chapitre 7.1.4.1 du Rapport Partie 1, (Anses, 2025a)).

[10] Nombre de données (Nd) : nombre de valeurs disponibles (correspondant au nombre de lignes)

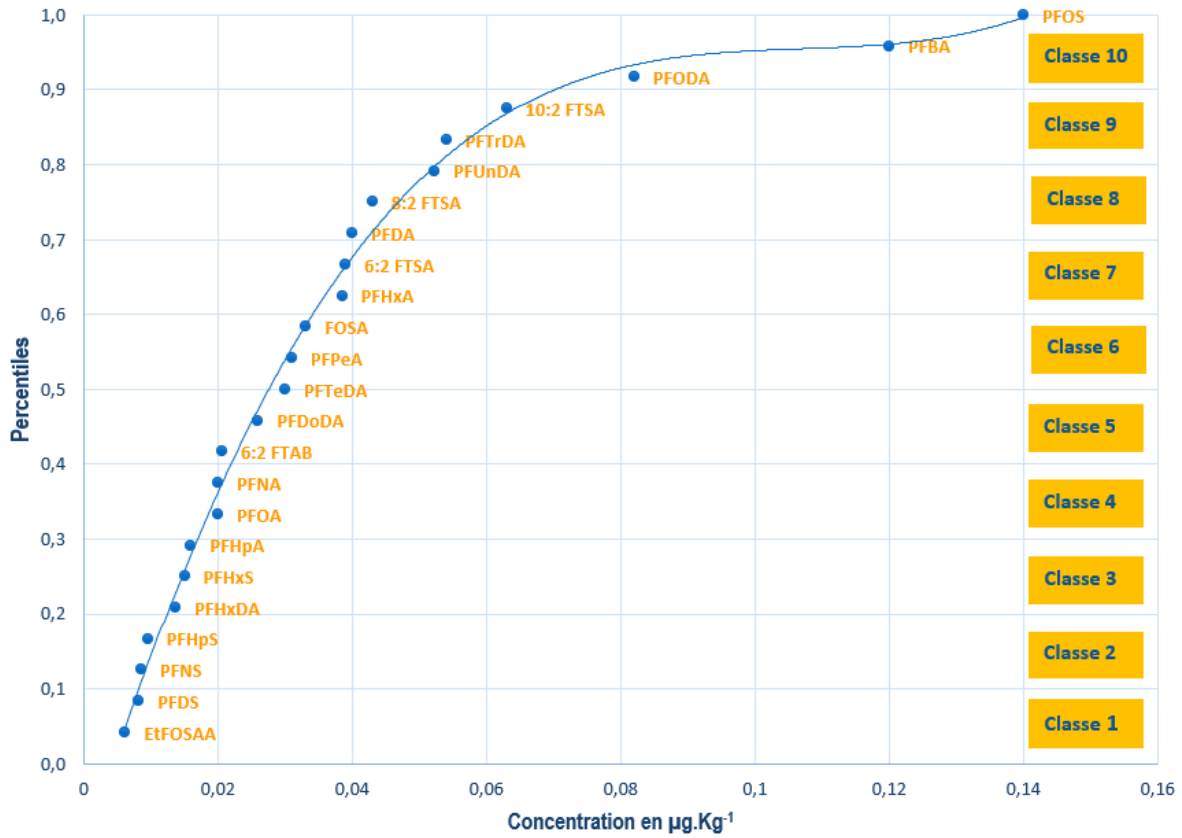


Figure 2. Schéma illustrant l'attribution des poids selon les classes de concentrations médianes (exemple de la distribution des PFAS dans les poissons et produits de la mer)

Au regard des écarts très importants de concentrations entre certaines substances et entre sous-compartiments, les déciles des concentrations médianes ont été jugés pertinents car ils permettent d'affecter un poids équivalent entre sous-compartiments quel que soit le niveau de concentrations.

Enfin, le SO1 est calculé de la manière suivante :

SO1 = (classe recherche x proportion de résultats quantifiés) + poids selon classe de concentration

Au maximum, en considérant les poids où les quantifications sont les plus élevées, SO1 est égal à 16 =6*1+10. Le score minimum de SO1 est 0.

3.2.1.2 Score d'occurrence (SO2) : critères relatifs aux données de la littérature

Ce score intègre les critères relatifs aux informations issues de la revue de la littérature et reprend les mêmes critères que ceux mis en œuvre pour les bases de données (SO1), à savoir :

- **Classe de recherche**
- **Proportion de résultats quantifiés**
- **Classe de concentration**

Le SO2 est calculé grâce à l'équation suivante :

SO2 = (classe recherche x proportion de résultats quantifiés) + poids selon les classes de concentration de concentration

Au maximum, en considérant les classes où les quantifications les plus élevées, SO2 est égal à 16 =6*1+10. Le score minimum de SO2 est 0.

3.2.1.3 Score d'occurrence (SO3) : critères relatifs au degré d'ubiquité de la substance

Ce score renseigne sur la présence du PFAS considéré dans d'autres compartiments et sous-compartiments et permet de considérer les possibles transferts de PFAS entre compartiments ou sous-compartiments (ex : lien eaux de surface/sédiments ; lien sédiments/biote).

Cette colonne renseigne les éléments suivants :

- **est-ce que la substance a été recherchée et retrouvée dans un ou plusieurs autres sous-compartiments ?** Oui=1 ; Non=0
- **quel est le nombre de sous-compartiments dans lesquels la substance est retrouvée et donc quantifiée par rapport au nombre total de sous-compartiments** (Tableau 1) ?

Le SO3 est donc calculé de la manière suivante :

SO3= présence (1 ou 0) x proportion de sous-compartiments dans lesquels la substance est retrouvée.

Au maximum, en considérant les quantifications les plus élevées, SO3 est égal à 1.

3.2.1.4 Score d'occurrence SO4 : critères relatifs aux sources de contamination

Ce score renseigne l'existence de données indiquant la présence de la substance dans une source de contamination pouvant impacter le sous-compartiment d'intérêt.

Dans l'état actuel des connaissances, les principales sources de PFAS vers l'environnement sont :

- les sites industriels de production et d'utilisation de PFAS, actuels ou historiques ;
- les sites d'entraînement ou d'incendies utilisant les mousses PFAS comme agent d'extinction ;
- les installations de traitement et de recyclage des déchets (rejets aqueux et émissions atmosphériques des stations de traitement des eaux usées, des incinérateurs, des centres d'enfouissement, etc.) ;
- les matières apportées aux sols (essentiellement l'épandage de boues résiduaires urbaines et industrielles mais aussi les déchets et produits organiques utilisés en agriculture), ainsi que certains pesticides et produits phytopharmaceutiques et les eaux d'irrigation ;
- les pluies et dépôts atmosphériques ;
- l'usure et la dégradation de certains produits de consommation courante ou d'usages industriels (certains tissus imperméables ou anti-tâches, matériaux au contact des denrées alimentaires (MCDA) contenus dans les emballages alimentaires ou les ustensiles de cuisine, matériaux au contact de l'eau (MCDE), cosmétiques et produits de soins personnels, produits de nettoyage et d'entretien, lubrifiants, produits de fartage des skis, etc.).

L'hypothèse prise par le GT est que, dans le cas où une substance est peu ou pas recherchée dans un sous-compartiment, l'identification d'une source potentielle associée à une propriété physico-chimique pertinente permet d'évaluer le potentiel de contamination de ce sous-compartiment. Cela pourrait permettre d'augmenter le nombre de substances à catégoriser dans ce sous-compartiment.

- **Identification de la substance dans une source de contamination** ? : Oui=1 ; Non=0

Ont été considérées dans le cadre du présent rapport, les sources pour lesquelles des données étaient disponibles telles que :

1. Les rejets aqueux des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) : les données ICPE sont les données produites par les industriels en réponse à l'arrêté ministériel du 20 juin 2023. La surveillance d'une liste fixe de 28 PFAS dans les rejets aqueux des ICPE est exigée, et peut être complétée par « tout PFAS utilisé par les industriels » dans leur procédé. Le jeu de données utilisé dans les travaux du GT est issu d'une extraction de l'application de gestion informatisée des données d'autosurveillance fréquente (Gidaf). Il porte sur 43 PFAS quantifiés dont des molécules peu ou pas renseignées dans le bilan (Anses, 2025a). Ces données sont considérées comme sources de contamination des compartiments environnementaux (milieux aquatiques, sédiments, biote, air extérieur et poussières extérieures) ainsi que des matrices alimentaires issues de la production primaire (végétaux bruts, viande, poissons, lait, œufs, céréales, miel) et les produits alimentaires pouvant en contenir. Pour les boissons, produits transformés, produits gras et sauces, assaisonnements et condiments, ces sources n'ont pas été utilisées, la diversité des compositions ne permettant pas d'apprécier l'impact de la contamination des différents ingrédients de base sur le produit final.
   En intégrant les données de rejets aqueux des ICPE pour les matrices alimentaires, il a été fait l'hypothèse majorante que toutes les zones de production alimentaire sont sous impact des ICPE (productions végétales et animales sur sols contaminés par l'usage d'eaux contaminées pour l'arrosage ou l'abreuvement des animaux).
2. Les données relatives aux matières apportées au sous-compartiment sols, notamment en contexte agricole : une analyse bibliographique a été réalisée afin d'identifier les PFAS présents dans les matières apportées en agriculture. Ces matières sont essentiellement des boues résiduaires urbaines produites par les stations de traitement des eaux usées, des boues industrielles, mais il peut s'agir également de différents produits et déchets organiques utilisés en agriculture : composts de déchets verts et de boues, composts de biodéchets municipaux, composts d'effluents d'élevage, digestats de méthanisation de déchets urbains ou d'effluents d'élevage et effluents d'élevage non transformés.
3. Les données relatives aux matériaux de construction et de décoration et aux produits de consommation[11] concernant les environnements intérieurs (air et poussières). Il est entendu que l'air extérieur peut également être contributeur d'un transfert de polluants vers l'intérieur. Celui-ci est influencé par différents paramètres ou facteurs comme des composantes structurelles du bâtiment telles que la ventilation ainsi que les défauts d'étanchéité des bâtiments. Les

[11] Contenant des PFAS identifiés dans le rapport-Partie 1(textiles, produits bricolages, cosmétiques, fart ski, etc.), (Anses, 2025a).

données prises en compte sont issues du bilan des données de contamination des produits de consommation (Anses, 2025a). Une analyse bibliographique a également été réalisée afin d'identifier les sources intérieures potentielles de PFAS qui, compte-tenu de leurs diverses applications industrielles, s'avèrent nombreuses. Pour autant, malgré le nombre croissant de publications, il reste très difficile d'identifier clairement les sources intérieures de PFAS responsables de la contamination de l'air et des poussières observée. De plus, les données sur les substances ainsi que leur quantification dans les produits et les procédés sont souvent considérées comme confidentielles, ce qui empêche l'identification directe des sources (Fenton et al., 2021), bien que plusieurs sources potentielles et facteurs pouvant influencer les concentrations de PFAS dans les environnements intérieurs aient déjà été exposées dans la littérature.

Parmi les produits de construction pouvant influencer les concentrations de PFAS à l'intérieur des bâtiments, ont été recensés (i) des revêtements intérieurs (peintures, revêtements métalliques, laques pour bois, revêtements plastiques), (ii) des revêtements de sol (moquettes et tapis, revêtements de sol résilients et durs), (iii) des mastics et adhésifs, (iv) du verre utilisé dans les produits de construction, (v) des rubans adhésifs utilisés pour les travaux d'électricité, de plomberie et d'étanchéité, (vi) des fils et câbles pour installations électriques, (vii) du bois composite, (viii) des matériaux isolants, (ix) des cires et vernis, (x) des revêtements de toiture.

Parmi les produits de consommation, les matériaux antiadhésifs dans la cuisine ou les vêtements en Gore-Tex® (ou similaires) peuvent renfermer des PFAS, tout comme certains produits d'entretien et de traitement des surfaces ou du papier, voire des cosmétiques.

4. <u>Les données relatives aux matériaux au contact des denrées alimentaires (MCDA) ou de l'eau (MCDE)</u> : la contamination potentielle des matrices alimentaires par les MCDA (emballages, ustensiles de cuisine, etc.) ou celle des eaux par les MCDE a été analysée dans ce cadre (Annexe 2). Les experts sont arrivés aux conclusions suivantes :
   a) La littérature est riche en publications sur la présence de PFAS dans les MCDA et leur migration vers les aliments. Cependant, il existe très peu de données portant sur les MCDE dans la littérature ;
   b) Les données relatives aux MCDA transmises à l'Anses par la FCD (Fédération du Commerce et de la Distribution) et le SCL (Service Commun des Laboratoires des douanes et de la répression des fraudes) montrent un faible taux de quantification des PFAS dans les échantillons analysés ;
   c) Les méthodes d'analyse utilisées sont toutefois peu explicitées et ne sont pas harmonisées, rendant difficile l'interprétation des résultats. En effet, aucune des méthodes employées par les laboratoires n'a fait l'objet d'une expertise faute de mise à disposition desdites méthodes. Aussi, les résultats sont à considérer avec cette réserve. Des conditions normatives employées dans d'autres domaines ont servi de base pour certaines des analyses conduites. Aucun élément ne permet de démontrer leur extrapolation

possible aux matrices testées dans le domaine des MCDA notamment quant à la capacité à extraire 100 % des PFAS.

d) Pour les MCDE contenant des substances fluorées (PFAS et substances entrant dans la fabrication de fluoropolymères), les essais de migration réalisés dans le cadre de leur autorisation au niveau français (délivrance d'une attestation de conformité sanitaire) montrent un faible taux de migration des PFAS dans les eaux quand leur analyse est possible. Ils montrent cependant, la nécessité d'améliorer leurs techniques d'analyse.

Cette source n'a donc pas été considérée dans la suite des travaux. Néanmoins, l'expertise menée ainsi que la revue de la littérature sont détaillées en annexe 2.

- **Classe de recherche** tenant compte du nombre d'échantillons dans lesquels la substance a été recherchée (Tableau 3),
- **Proportion de résultats quantifiés,**
- **Propriétés physico-chimiques pertinentes pour le sous-compartiment considéré :**

Les propriétés physico-chimiques prises en compte pour estimer le potentiel de transfert d'une substance à partir d'une source vers les différents sous-compartiments sont les facteurs de bioaccumulation et bioconcentration, le coefficient de partage air/eau, le coefficient de partage carbone organique/eau et la solubilité dans l'eau. En fonction des sous-compartiments considérés, une ou plusieurs de ces propriétés ont été utilisées. Les significations et la prise en compte de ces propriétés pour estimer les transferts sont explicitées dans les paragraphes suivants.

Pour chacune de ces propriétés, des seuils ont été définis afin de classer les substances. Un poids a été attribué à la substance en fonction de son classement par rapport à ce seuil. En l'absence d'information, un poids de 1 a été attribué afin de minimiser l'impact sur le résultat sans l'orienter.

a) Facteurs de bioaccumulation (BAF) et de bioconcentration (BCF) :

La bioaccumulation représente la capacité d'une substance à s'accumuler dans un organisme vivant, soit par l'exposition directe à un environnement contaminé, soit par la consommation de proies contaminées. Par exemple, pour les organismes aquatiques, le facteur de bioconcentration (BCF) représente l'accumulation par l'organisme aquatique de substances à une concentration supérieure à celle mesurée dans l'eau. Ce facteur considère seulement l'accumulation dans l'organisme via sa respiration et le contact avec l'eau ; il est déterminé expérimentalement par des expositions contrôlées en laboratoire, ou estimé par la modélisation. Le facteur de bioaccumulation (BAF) prend en compte l'ensemble des voies d'exposition, y compris l'exposition via l'alimentation ; il peut être déterminé à partir de mesures de terrain, ou estimé par la modélisation.

Les BAF et BCF utilisés ici proviennent de la méta-analyse de la littérature proposée par Burkhard (2021). Les données de BCF et BAF retenues correspondent à des valeurs déterminées expérimentalement pour les poissons. Pour chaque substance, c'est la valeur maximale de BCF ou BAF qui a été retenue dans le cadre de ces travaux.

Les seuils utilisés pour délimiter les classes de score de bioaccumulation sont repris dans le Tableau 4. La valeur de log (BCF ou BAF) de 2,7 est le seuil à partir duquel une molécule peut être considérée comme bioaccumulable (OCDE, 2001). Un BCF ou BAF de 3,7 est utilisé dans le règlement CLP pour classer une substance très bioaccumulable (OCDE, 2001).

Ces propriétés physico-chimiques sont pertinentes pour le sous-compartiment biote et pour une grande partie des matrices alimentaires (alimentation infantile, céréales et légumineuses, fruits, légumes et dérivés, œufs et ovoproduits, poissons et produits de la mer, viandes, lait et produits laitiers, lait maternel, miel et sucre, produits de panification, pâtisseries et biscuits).

Tableau 4. Poids attribués en fonction du potentiel de bioaccumulation

Potentiel de bioaccumulation	Max log BCF ou BAF	Poids
Peu bioaccumulable	<2,7	0,5
Pas d'information		1
Bioaccumulable	2,7-3,7	3
Très bioaccumulable	>3,7	5

b) Coefficient de partage air/eau (Kaw) :

La loi de Henry énonce que, pour une température et une pression totale données, la concentration d'équilibre d'une substance dans l'air est proportionnelle à la concentration dans l'eau. Sous forme adimensionnelle, la constante de Henry est exprimée par le rapport de la concentration de la substance dans l'air sur la concentration de cette substance dans l'eau (Kaw).

Le Kaw permet d'estimer le transfert d'une substance d'un milieu aquatique vers un compartiment atmosphérique. Un Kaw faible indique que son transfert de l'eau vers l'air est limité. Elle permet ainsi d'estimer la volatilité d'une substance.

Les données utilisées (Tableau 5) sont issues de la modélisation et proposées par Endo et al. (2023) qui ont évalué différents modèles et leur concordance avec des données expérimentales disponibles pour identifier le plus pertinent pour ce paramètre et proposer des calculs pour un nombre très important de 220 PFAS.

Cette propriété physico-chimique est pertinente pour le sous-compartiment air.

Tableau 5. Poids attribués en fonction de la volatilité

Potentiel de volatilité	log Kaw	Poids
Peu volatil	< -4	0,5
Pas d'information		1
Modérément volatil	-4 ≤ log Kaw < -2	3
Volatil	-2 ≤ log Kaw ≤ 0	4
Très volatil	> 0	5

En absence de données physico-chimiques plus pertinentes, ce même paramètre Kaw est utilisé pour le sous-compartiment poussières. Le raisonnement inverse est dans ce cas considéré : un Kaw faible indique qu'une substance est peu volatile et donc davantage adsorbable (Tableau 6). Son transfert vers les poussières est donc favorisé.

Tableau 6. Poids attribués en fonction de l'adsorption sur les poussières

Potentiel d'adsorption	log Kaw	Poids
Peu adsorbable	> 0	0,5
Pas d'information		1
Modérément adsorbable	-2 ≤ log Kaw ≤ 0	3
Adsorbable	-2 < log Kaw ≤ -4	4
Très adsorbable	< -4	5

c) Coefficient de partage carbone organique/eau (Koc)

Le Koc est estimé en normalisant le coefficient de partage (Kd), qui décrit la répartition d'une substance entre la phase solide (sol ou sédiment) et la phase aqueuse, par la teneur en carbone organique du substrat considéré (sol ou sédiment). En effet, le Kd dépend notamment de la teneur en carbone organique des sols ou des sédiments et le Koc permet de s'affranchir de cette dépendance.

Le Koc représente ainsi la capacité d'une substance à être adsorbée sur la fraction organique des substrats environnementaux (par ex. sols, sédiments) et permet donc d'estimer le potentiel de transfert de cette substance vers les eaux souterraines. Une substance présentant un Koc élevé sera très fortement adsorbée et donc relativement peu mobile et transférable vers les eaux souterraines. A l'inverse, une substance avec un Koc faible s'adsorbe peu et tend à être mobile, pouvant ainsi atteindre les eaux souterraines.

Les données de Koc utilisées pour cette catégorisation sont issues des données colligées par l'Interstate Technology Regulatory Council (ITRC, 2023). Des Koc pour les sédiments (pour 20 substances) et les sols (pour 23 substances) sont disponibles dans cette base de données. La moyenne des Koc a été calculée pour chaque substance et pour les sous-compartiments concernés (moy_Koc_{sol} et moy_$Koc_{sédiment}$). Le Koc utilisé pour le poids attribué est une information agrégée des moy_Koc_{sol} et moy_$Koc_{sédiment}$ disponibles, permettant d'avoir une information pour un plus grand nombre de substances. Si une seule moyenne était disponible (moy_Koc_{sol} ou moy_$Koc_{sédiment}$), alors cette valeur a été utilisée. Si les deux moyennes étaient disponibles (moy_Koc_{sol} et moy_$Koc_{sédiment}$), une moyenne de ces deux valeurs a été utilisée.

Les Koc ont tout d'abord été utilisés pour estimer le potentiel d'adsorption pour le sous-compartiment sédiment (ESU et Mer).

Les seuils de Koc utilisés pour délimiter les classes du potentiel d'adsorption (Tableau 7) dans les sédiments, ont été définis à partir du règlement relatif à la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances (CLP) (seuil de log Koc = 2 et log Koc = 3). Un seuil de log Koc = 4 est considéré pour différencier les substances très adsorbables des substances adsorbables.

Tableau 7. Poids attribués en fonction du potentiel d'adsorption

Potentiel d'adsorption	log Koc	Poids
Peu adsorbable	<2	0,5
Pas d'information		1
Modérément adsorbable	≥2-<3	3
Adsorbable	≥3-≤4	4
Très adsorbable	> 4	5

Les Koc sont également utilisés pour estimer le potentiel de mobilité des substances, et donc de transfert vers le sous-compartiment eaux souterraines.

Les seuils de Koc utilisés pour délimiter les poids du potentiel de mobilité (Tableau 8) sont les mêmes que pour le potentiel d'adsorption, mais une inversion de l'échelle des Koc a été utilisée. En effet le potentiel de mobilité est inversement proportionnel au potentiel d'adsorption, ainsi plus une substance est mobile (Koc faible), plus le risque de contamination des eaux souterraines est important, un poids élevé a donc été attribué à ce type de substance.

Tableau 8. Poids attribués en fonction du potentiel de mobilité

Potentiel de mobilité	log Koc	Poids
Peu mobile	> 4	0,5
Pas d'information		1
Modérément mobile	>3-≤4	3
Mobile	≥2-≤3	4
Très mobile	<2	5

d) Solubilité

La solubilité à l'eau indique la capacité d'une substance à se dissoudre dans l'eau et donc à être transportée via les milieux aquatiques. Elle a été utilisée pour estimer le potentiel de mobilité vers les eaux souterraines.

Les données de solubilité collectées sont issues des données colligées par l'ITRC (ITRC, 2023) et d'un exercice de modélisation réalisé par Sosnowska et al. (2023). Les classes obtenues pour les deux jeux de données ont été comparées aux classes des données de Koc afin d'identifier d'éventuelles incohérences, par exemple des substances qui seraient très solubles (mobilité forte) mais également très adsorbables (mobilité faible). Les classes des données issues de l'ITRC correspondant majoritairement à des données expérimentales, montrent des incohérences, notamment pour les PFCA, probablement dues aux protocoles expérimentaux, notamment le contrôle du pH pour les molécules ionisables. Ces données ont donc été écartées et seules les données modélisées de Sosnowska et al. (2023), disponibles pour 63 substances, sont utilisées pour définir les classes de solubilité. La solubilité des PFAS dépend notamment fortement de la longueur de leur chaîne carbonée.

Des poids de solubilité ont été définis à partir de seuils détaillés dans le Tableau 9. Ces seuils ont été définis à partir du règlement CLP (Règlement (CE) N°1272/2008 du Parlement Européen et du conseil du 16 décembre 2008) et d'un guide du BRGM sur les comportements des polluants dans l'environnement (Hubé et coll, 2024).

Tableau 9. Poids attribués en fonction de la solubilité

Potentiel de solubilité	Solubilité (en mg/L) 25°c	Poid
Peu soluble	< 1	0,5
Pas d'information		1
Modérément soluble	≥1- < 150	3
Soluble	≥150-≤10 000	4
Très soluble	>10 000	5

Pour exprimer la mobilité vers les eaux souterraines, deux paramètres ont donc pu être utilisés, le Koc ou la solubilité. Le poids pour les eaux souterraines est estimé comme suit :

- si seulement une des deux propriétés physico-chimiques est disponible (Koc ou solubilité), le poids est obtenu à partir du Tableau 8 ou du Tableau 9.
- si des valeurs pour les deux propriétés sont disponibles, alors le poids retenu sera le poids maximal issu de chacune des propriétés. Par exemple, pour une substance avec un poids de mobilité de 3 et un poids de solubilité de 5, le poids attribué sera de 5. Ce choix a été fait pour qu'en l'absence de données consolidées la contamination potentielle des eaux souterraines ne soit pas sous-estimée.

e) Sélection des propriétés et des sources considérées par sous-compartiment

Le Tableau 10 ci-dessous résume la liste des sources de contamination et les propriétés physicochimiques associées prises en compte pour chaque sous-compartiment.

Tableau 10. Liste des sources selon les sous-compartiments et propriétés physico-chimiques associées

Compartiment considéré	Sources	Propriété PC	Poids considéré
Eaux de surface	ICPE aqueux		
Sédiments Eaux souterraines		Koc Solubilité	adsorption mobilité
Sols	Boues		adsorption
Air extérieur Poussières extérieures	*ICPE aqueux***	Kaw	volatilité adsorption
Air intérieur Poussières intérieures	Matériaux de construction* Produits de consommation		volatilité adsorption
Biote Aliments *(alimentation infantile ; céréales et légumineuses ; fruits, légumes et dérivés ; laits et produits laitiers ; lait maternel, miel et sucre ; produits de panification, pâtisseries et biscuits ; poissons et produits de la mer ; œufs et ovoproduits ; viandes)*	*ICPE aqueux***	BAF/BCF	bioaccumulation

**En l'absence de données quantitatives pour les matériaux de construction et produits de consommation, le calcul de ce score SO4 ne prend pas en compte de classe de recherche ni de proportions de résultats quantifiés. Le nombre de produits dans lesquels la substance est retrouvée et donc quantifiée par rapport au nombre total de produits a été considéré comme dans le calcul du score SO3 avec le nombre de sous-compartiments par rapport*

au nombre total de sous-compartiments. Ainsi SO4 = Existence d'une source x proportion de produits dans lesquels la substance est quantifiée x Poids de la propriété physico-chimique.

***extrapolation avec l'hypothèse que les compartiments/sous-compartiments sont dans un contexte PCC.*

Le SO4 est finalement calculé de la manière suivante :

SO4 = Existence d'une source x Classe recherche x Proportion de résultats quantifiés x Poids de la propriété physico-chimique

Au maximum, SO4 est égal à 30.

3.2.1.5 Interprétation générale de la table des indicateurs d'occurrence

Le

Tableau 11 ci-dessous synthétise les différents critères et scores intermédiaires pris en compte dans le calcul du score d'occurrence total (SO total).

Le SO total est calculé par la somme de l'ensemble des scores intermédiaires d'occurrence, SO1, SO2, SO3 et SO4.

Au regard des scores intermédiaires maximaux potentiels, les experts du GT ont attribué une pondération de 16 à SO3 et SO4 afin que chacun des quatre scores intermédiaires ait un poids équivalent dans le SO total, calculé ainsi :

SO total = SO1 + SO2 + SO3 x 16 + (SO4/30)x16

Au maximum, le SO total a une valeur de 64, le SO minimal étant 0.

Tableau 11. Tableau de synthèse des critères, scores et poids pris en compte dans le calcul du score d'occurrence

	Bases de données existantes pour le compartiment considéré				Revue de la littérature				Présence dans les autres compartiments			Sources				
Critères et scores intermédiaires	Classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Classe de la Concentration médiane	So1 max	Classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Classe de la Concentration médiane	So2 max	Retrouvé dans d'autres compartiments (oui/non)*	Proportion de compartiments**	So3 max	Existence d'une source de contamination (oui/non)*	Si oui, classe de recherche	si classe>1, proportion de résultats quantifiés (%)	Poids de la Propriété PC***	So4 max
Intervalle des poids et SO max	1 à 6	0 à 1	1 à 10	(6*1)+10=16	1 à 6	0 à 1	1 à 10	(6*1)+10=16	0 ou 1	0 à 1	1*1=1	0 ou 1	1 à 6	0 à 1	0,5 à 5	1*6*1*5=30
Pondérations											*16					/30*16
Calcul	SO1 (Classe de recherche*Proportion résultats quantifiés)+ classe concentration				SO2 (Classe de recherche*Proportion résultats quantifiés)+ classe concentration				SO3 Présence*Proportion compartiments			SO4 Existence d'une source*classe de recherche*Proportion résultats quantifiés*Poids propriété PC				
SO total	SO1 + SO2 + SO3*16 + (SO4/30)*16															

*Oui=1; Non=0

**Pourcentage correspondant au nombre de compartiments dans lequel la substance a été quantifiée/le nombre total des 33 sous-compartiments

*** Propriété physico-chimique pertinente pour le sous-compartiment considéré

Cette table permet d'établir un score d'occurrence pour toutes les substances qui ont été recherchées dans au moins un sous-compartiment considéré dans le bilan de contamination (Anses, 2025a).

La disponibilité des données pour la substance concernant la fréquence de quantification et sa concentration dans le sous-compartiment considéré ont permis d'apprécier le niveau d'information sur son occurrence.

L'existence d'informations pour les autres compartiments et les sources de contamination associées aux propriétés physico-chimiques propres à chaque substance ont été utilisées comme données additionnelles prises en compte dans le score d'occurrence de la substance.

Le score d'occurrence permet de différencier les substances en prenant en compte le niveau d'information disponible pour cette substance dans le sous-compartiment considéré.

Un SO total élevé caractérise une substance qui a été très recherchée et quantifiée dans le sous-compartiment considéré et dont les gammes de concentration mesurées font partie des concentrations les plus fortes.

Des SO totaux moyens caractérisent des substances pour lesquelles les informations sont parcellaires ou manquantes dans un sous-compartiment donné mais qui ont été quantifiées dans d'autres sous-compartiments ou pour lesquelles une source d'émission a été identifiée.

3.2.2 Score de toxicité

La matrice du score de toxicité est renseignée indépendamment du sous-compartiment considéré et s'appuie sur le niveau d'information disponible selon différents critères de toxicité de la substance :

ST1 : existence d'une VTR ou de données toxicologiques expérimentales ou de données épidémiologiques,
ST2 : existence d'une classification CMR[12],
ST3 : existence d'une classification du potentiel de perturbation endocrinienne (PE),
ST4 : existence de données d'écotoxicité.

Si certaines informations collectées renseignent sur la toxicité d'une substance et le niveau de preuve associé, d'autres sont uniquement qualitatives et indiquent l'existence d'une évaluation de la substance ou la simple existence d'une donnée. En ce sens, différents critères de toxicité sont identifiés, tels que présentés dans le Tableau 12. Un critère de toxicité "*in silico*" à l'aide du modèle QSAR était initialement intégré au tableau des critères à prendre en compte. Il n'a pu être renseigné, faute de données fiables et valides (cf. 3.1.2.5) et ne figure donc pas dans l'évaluation du score de toxicité calculé dans ce rapport.

[12] Cancérogène, mutagène, génotoxique

Tableau 12 : Critères utilisés pour calculer le score de toxicité (ST)

Substance	Existence d'une VTR	Existence d'une évaluation CMR*	Existence d'une classification du potentiel PE**	Existence de données d'écotoxicité	ST total
	ST1	ST2	ST3	ST4	
S1					
S2					
S3					
S4					
…					

* Cancérogène, mutagène, reprotoxique, **Perturbateur endocrinien

Les valeurs des scores de toxicité intermédiaires (ST1 à ST4) retenues, synthétisées dans les paragraphes ci-dessous et détaillés en annexe 3, s'appuient en partie sur des travaux antérieurs d'expertise à l'Anses relatifs à la priorisation des pesticides à surveiller dans l'air ambiant (Anses, 2017).

3.2.2.1 Score de toxicité (ST1) : Existence d'une VTR

L'existence d'une VTR, construite à partir d'un effet critique identifié dans une étude clé et robuste, constitue un premier critère de renseignement de la toxicité pour la catégorisation des PFAS. Bien que l'objectif premier d'une VTR soit son utilisation pour évaluer les risques sanitaires, l'existence d'une VTR indique qu'il existe des données épidémiologiques et/ou expérimentales propres à la substance ou pour une/des substance(s) analogue(s).

Pour renseigner ce critère, les VTR établies par des organismes reconnus ont été recherchées en consultant plusieurs sources de données en lien avec les instances sanitaires nationale (Anses), européenne (Efsa) et internationales (ATSDR, US-EPA IRIS[13], OEHHA).

Des VTR internes[14] sont parfois élaborées ou retenues par des instances sanitaires (par exemple pour les PFAS : Institut suédois de médecine environnementale, Santé Canada). Ces valeurs peuvent être construites, soit directement à partir de données mettant en évidence une relation entre la concentration interne et les effets, soit à partir d'une exposition externe et l'utilisation de données de toxicocinétiques (ex. modèle pharmacocinétique PBK, équations de corrélation).

Dans le cas du recensement de l'existence d'une VTR externe par voie orale ou respiratoire (quelle que soit la durée d'application) ou d'une VTR interne établie par une institution sanitaire, il est considéré que le niveau d'information sur la toxicité est élevé pour la substance, une pondération élevée (poids de 16) est alors attribuée.

[13] Integrated Risk Information System (base de données santé/environnement de l'US EPA)

[14] Une VTR interne correspond à un niveau de charge corporelle en dessous duquel la probabilité d'apparition d'effets sur la santé est considérée comme négligeable chez l'Homme. Elle est utile lorsque les substances sont persistantes et que leur toxicité dépend de la charge corporelle totale plutôt que de l'exposition à un temps donné. Elle permet de rendre compte des expositions intégrées (voie respiratoire, digestive, cutanée).

Note: Ce poids de 16 est attribué dès lors qu'au moins une VTR est recensée (qu'elle soit externe - quelle que soit la voie d'exposition - ou interne). La valeur de la VTR n'est pas prise en compte. Si plusieurs VTR sont recensées pour une même substance, le poids n'est pas majoré et reste à 16.

D'autres cas ont été pris en compte, moins robustes que la VTR, mais témoignant de l'existence de valeurs et, implicitement, de données toxicologiques et épidémiologiques pour la molécule, dont il est tenu compte par une pondération plus faible (poids de 8) :

- VTR issue d'une extrapolation voie à voie : pour certaines substances chimiques, la littérature ne permet pas d'appréhender de relation dose-réponse utilisable pour construire une VTR pour une voie d'exposition spécifique. Il est possible, dans ce cas, d'avoir recours à une transposition voie à voie des relations dose-effet observées.
- VTR « read across » : en l'absence de données suffisantes propres à la substance, une VTR par *read across* (lecture croisée) peut être extrapolée à partir des données d'une ou plusieurs substances similaires (substances analogues).

Un poids de 4 est attribué aux substances disposant d'une Valeur Toxicologique indicative (VTi). Ces valeurs, élaborées spécifiquement à l'Anses (Anses, à paraitre), correspondent à une valeur indicative moins robuste que la VTR. Une VTi constitue un repère toxicologique pouvant être utilisé dans une approche d'évaluation des risques préliminaire.

En l'absence de VTR, l'existence de données toxicologiques expérimentales *in vivo* et/ou *in vitro,* ou de données épidémiologiques à partir de bases de données existantes (ex. US EPA) constituent une information pour apprécier la toxicité (poids de 2).

Toujours en l'absence de VTR, en cas d'existence de données expérimentales de toxicité chronique ou de valeurs de RPF (R*elative Potency Factor*), un poids de 2 est attribué. Des valeurs de RPF concernant l'hépatotoxicité chez le rat par voie orale ont été publiées par Bil et al (2021) et retenues par le SCHEER (*Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks*) en 2022 en vue d'évaluer le risque cumulé de PFAS en mélange. Les RPF ont été évalués par rapport au PFOA choisi comme référence (valeur 1).

Des valeurs de RPF internes ont été évaluées pour neuf PFAS, sur la base des relations entre l'hépatotoxicité et les concentrations sanguines de ces PFAS mesurées lors des essais de toxicocinétique (Bil et al., 2022).

Enfin, lorsqu'aucune VTR ou donnée toxicologique/épidémiologique n'est recensée, un poids de 1 est attribué. Cette manière de procéder permet de conserver l'information relative à l'absence de VTR.

L'ensemble de ces critères est résumé dans le Tableau 13.

Tableau 13. Critères et pondérations retenus pour l'existence d'une VTR

Existence d'une VTR	Poids
VTR externe existante (orale, respiratoire) ou VTR interne	16
VTR issue d'une extrapolation voie à voie ou read accross	8
VT indicative	4
Existence de données épidémiologiques et/ou toxicologiques expérimentales (Identification de preuves de données toxicologiques dans CompTox (NOAEL/LOAEL, BMDL, DNEL), RPF)	2
Absence de VTR	1

3.2.2.2 Score de toxicité (ST2) : Existence d'une classification CMR

La classification CMR d'une substance atteste de l'existence de données chez l'Homme et/ou d'études *in vivo* et/ou *in vitro* ayant justifié cette classification. L'existence d'une classification CMR s'appuie sur la classification harmonisée établie et validée pour les dangers sur la santé et l'environnement par l'ECHA dans le cadre du règlement CLP. A noter que pour le règlement CLP, une absence de classification harmonisée peut signifier une absence d'évaluation comme une absence d'effet de la substance. Pour la cancérogénicité, les classifications du CIRC et de l'US EPA ont également été prises en compte.

3.2.2.2.1 Classifications relatives à la cancérogénicité des substances

La cancérogénicité d'une substance est évaluée sur la base de la classification CLP et des classifications du CIRC et de l'US EPA. Un poids s'échelonnant de 0 à 16 est ensuite appliqué, attribuant le poids le plus élevé aux substances classées comme cancérogènes chez l'Homme, et le poids le plus faible à celles considérées comme non cancérogènes (ou probablement non cancérogènes). Des poids intermédiaires sont attribués aux substances considérées comme cancérogènes probables ou possibles chez l'Homme et pour les substances pour lesquelles il n'y a pas de données ou pour lesquelles les données sont inadéquates.

Les poids ont été attribués en fonction de la classification des effets cancérogènes, tels que présentés dans le Tableau 14.

Tableau 14. Critères et poids retenus pour les effets cancérogènes

Niveau de risque cancérogène	CLP	CIRC	US-EPA (2005)	Poids
Cancérogène chez l'Homme	CLP 1A: effet cancérogène avéré pour l'Homme	CIRC 1: cancérogène pour l'Homme	Carcinogenics to humans	**16**
Cancérogène probable chez l'Homme	CLP 1B: effet cancérogène présumé pour l'Homme	CIRC 2A: probablement cancérogène pour l'Homme	Likely to be carcinogenic to humans	**8**
Cancérogène possible chez l'Homme	CLP 2: effet cancérogène suspecté, mais les informations disponibles sont insuffisantes	CIRC 2B: possiblement cancérogène pour l'Homme	Suggestive evidence of carcinogenic potential	**4**
Données inadéquates pour l'évaluation du potentiel cancérogène chez l'Homme		CIRC 3: inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'Homme	Inadequate information to assess carcinogenic potential	**2**
Pas de données	Donnée non renseignée			**1**

Probablement non cancérogène pour l'Homme		CIRC 4	Not likely to be carcinogenic to humans	**0**

3.2.2.2.2 Classification relative à la mutagénicité

La classification de la mutagénicité d'une substance apporte une information importante prise en compte dans le mode d'action cancérogène d'une substance. Cette information témoigne de l'existence de tests de mutagénicité et de génotoxicité *in vitro* et *in vivo.*

La mutagénicité d'une substance est évaluée sur la base des classifications harmonisées établies par l'ECHA dans le règlement CLP.

Un poids s'échelonnant de 1 à 16 est appliqué, attribuant le score le plus élevé aux substances classées comme mutagènes chez l'Homme et le score le plus faible aux substances non classées (non évaluées) (Tableau 15). Des poids intermédiaires sont attribués aux substances considérées comme mutagènes probables ou possibles chez l'Homme. Il n'existe pas de classification " mutagène non avéré" dans la classification CLP.

Tableau 15. Critères et poids retenus pour les effets mutagènes

Niveau de risque mutagène	CLP	Poids
Mutagène chez l'Homme	**CLP 1A : Effet mutagène avéré pour l'Homme**	**16**
Mutagène probable chez l'Homme	**CLP 1B : Effet mutagène présumé pour l'Homme**	**8**
Mutagène possible chez l'Homme	**CLP 2 : Effet mutagène suspecté, mais les informations disponibles sont insuffisantes**	**4**
Substance non classée	**Absence de classification**	**1**

3.2.2.2.3 Classification relative à la reprotoxicité

Les expositions pendant des périodes particulières de la vie, par exemple, lors de la période fœtale, embryonnaire, voire pré-conceptionnelle (1 à 3 mois avant la conception), ainsi que pendant l'enfance et jusqu'à la puberté, peuvent constituer des périodes à risques vis-à-vis d'effets pouvant affecter la fertilité et la reproduction, ainsi que le développement. Une exposition post-natale via l'allaitement peut aussi être à l'origine d'effets sur le développement, en cas de transfert des contaminants dans le lait maternel.
L'effet reprotoxique d'une substance est évalué sur la base des classifications harmonisées établies par le règlement CLP.

Un poids s'échelonnant de 1 à 16 est appliqué, attribuant le score le plus élevé aux substances classées comme reprotoxiques chez l'Homme, et le score le plus faible aux substances non classées (non évaluées) (Tableau 16). Des poids intermédiaires sont attribués aux substances considérées comme reprotoxiques probables ou possibles chez l'Homme. Il n'existe pas de classification CLP " reprotoxique non avéré".

Tableau 16. Critères et poids retenus pour les effets reprotoxiques

Niveau de risque relatif aux effets reprotoxiques et sur le développement	CLP	Poids
Reprotoxique chez l'Homme	CLP 1A : Effet reprotoxique avéré pour l'Homme	16
Reprotoxique probable chez l'Homme	CLP 1B : Effet reprotoxique présumé pour l'Homme	8
Reprotoxique possible chez l'Homme	CLP 2 : Effet reprotoxique suspecté, mais les informations disponibles sont insuffisantes	4
Substance non classée	Non classée	1

Finalement, si une substance fait l'objet de plusieurs classifications (C, M ou R), la valeur maximale des trois poids a été prise en compte pour déterminer le score de toxicité ST2. En effet, les classifications n'ont pas été additionnées afin que ST2 ait un poids équivalent aux autres ST intermédiaires dans le ST total.

3.2.2.3 Score de toxicité (ST3) : Existence d'une classification PE

La classification du potentiel de perturbation endocrinienne (PE) d'une substance atteste de l'existence de données chez l'Homme et/ou *in vivo* et/ou *in vitro* ayant justifié cette classification.

Selon le règlement CLP, un perturbateur endocrinien est une substance ou un mélange de substances qui altère les fonctions du système endocrinien. Cela peut ainsi induire des effets néfastes chez l'organisme exposé, sa progéniture ou au sein de sous-populations. Une classification CLP relative aux propriétés de perturbations endocriniennes existe dorénavant mais peu de substances sont classées à ce jour[15].

La liste des classifications des substances potentiellement PE de l'ECHA (ED list) comprend les substances faisant l'objet d'une évaluation PE qui ont été soumises pour discussion au groupe d'experts PE de l'ECHA. L'inclusion dans la liste signifie qu'une évaluation des dangers pour les propriétés de perturbation endocrinienne est en cours ou a été achevée depuis février 2013.

À côté de ces démarches réglementaires, d'autres initiatives ont permis d'établir des listes de PE, incluant celles commanditées par l'UE préalablement à l'adoption des critères spécifiques (ex. DEDuCT[16], ED list[17], SVHC[18], Sin list[19], TEDX, etc.). Ces listes, détaillées en annexe 3, ont été établies dans des contextes et avec des objectifs différents qui n'ont pas vocation à remplir les exigences réglementaires. Elles ont néanmoins été prises en compte pour le renseignement de ce critère.

[15] https://echa.europa.eu/documents/10162/2324906/clp_part3_en.pdf/42e0397a-73f2-0583-958f-3830928e1604?t=1730718832043

[16] DEDuCT : base de données créée en 2019 par une équipe de l'Institut des sciences mathématiques de Chennai (Inde). Elle identifie une liste de perturbateurs endocriniens potentiels.

[17] Endocine Disruptor List

[18] Substance of very high concern : substance extrêmement préoccupante pour l'Homme et/ou l'Environnement

[19] Substitution immédiate nécessaire : liste publiée par l'ONG suédoise ChemSec qui recense les substances chimiques identifiées comme substances constituant une menace pour la santé humaine et l'environnement.

Le potentiel PE d'une substance est également évalué sur la base des différentes classifications établies au sein de ces listes. Une pondération est ensuite appliquée selon le potentiel PE d'une substance, classée comme dans le Tableau 17.

Tableau 17. Critères et poids retenus pour le potentiel PE

Classification du potentiel Perturbation Endocrinienne (PE)	Poids
PE identifié dans ED List I ou Deduct (cat 1) ou SVHC_PE (incluant toutes les molécules PE environnement ou homme)	16
PE identifié dans ED List II ou Deduct (cat 2)	8
PE identifié dans ED List III ou Deduct (cat 3) ou autre liste (SinList, TEDX)	4
PE identifié dans Deduct (cat 4)	2
Substance non classée	1

3.2.2.4 Score de toxicité (ST4) : Existence de données d'écotoxicité

L'existence de données d'écotoxicité sur les espèces représentatives de la faune et de la flore, d'une classification réglementaire PBT ou PMT indiquant un caractère persistant (P), bioaccumulable (B) et toxique (T), ou mobile (M), ainsi qu'une classification SVHC (substances extrêmement préoccupantes/*substances of very high concern*) reflètent la dangerosité à long terme pour l'environnement et l'Homme.

Les différents critères pris en compte sont listés et présentés ci-dessous. Le détail de chacun d'eux est donné en annexe 3.

3.2.2.4.1 PNEC, classification CLP (aquatic acute, aquatic chronic, PBT, PMT), SVHC PBT

1. Existence de PNEC (concentration prédite sans effet pour l'environnement) : une donnée PNEC correspond au seuil en deçà duquel une substance est considérée non dangereuse pour les espèces environnementales exposées, sur tout leur cycle de vie.

Les PNEC sont listées dans la base de données NORMAN qui distingue les données expérimentales des valeurs de QSAR. Du fait de la faible disponibilité de données expérimentales pour les PFAS dans la base NORMAN (seuls 5 PFAS sont concernés), le GT a choisi de considérer les données QSAR dans le cadre de cet exercice de catégorisation. Néanmoins, l'impact de ce choix sur l'estimation du score de toxicité total est discuté dans les résultats (cf 5.1 point "PNEC expérimentales vs PNEC modélisées et expérimentales").

L'existence d'une PNEC est répertoriée pour cet exercice de catégorisation sans considération de sa valeur intrinsèque.

2. Existence d'une classification dans le Règlement CLP.

Les dangers présentés par les substances chimiques sont établis lors de l'évaluation des substances chimiques dans le cadre du règlement REACH par l'ECHA et les Etats Membres de l'UE. Les dangers sont communiqués sous forme de mentions d'avertissements et de pictogrammes figurant sur les étiquettes et les fiches de données de sécurité. Sont pris en compte dans le cadre de la catégorisation, l'existence d'un classement :

- pour la toxicité aiguë ou chronique,
- PBT (persistant, bioaccumulable et toxique),

- PMT (persistant, mobile et toxique),
- SVHC (substances extrêmement préoccupantes/*substances of very high concern*).

Les substances classées SVHC, extrêmement préoccupantes, sont des substances ou des groupes de substances chimiques pouvant causer des effets néfastes sur les populations humaines et/ou l'environnement.

3.2.2.4.2 Données expérimentales chroniques disponibles ou RPF[20] écotoxicité

Des essais d'écotoxicité peuvent avoir été réalisés sans qu'ils aient donné lieu à une classification telle que définie précédemment, parce que le jeu des données de toxicité est insuffisant, par exemple. Dans ce cas, ces données parcellaires tirées de la littérature scientifique sont prises en compte dans la catégorisation.

Des valeurs de RPF (*relative potency factor*) concernant l'hépatotoxicité chez le rat par voie orale ont été publiées par Bil et al (2021) et retenues par le SCHEER (*Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks*) en 2022 en vue d'évaluer le risque écotoxicologique cumulé de PFAS en mélange. Les RPF ont été évalués par rapport au PFOA choisi comme référence (valeur 1).

Des valeurs de RPF internes ont été évaluées pour 9 PFAS parmi 16, sur la base des relations entre l'hépatotoxicité et les concentrations sanguines de PFAS mesurées lors des essais de toxicocinétique (Bil et al 2022).

Un score 8 est attribué en cas d'existence de données expérimentales chroniques ou de valeurs de RPF.

3.2.2.4.3 PBT SinList ou PMT SinList ou UBA

1. *PBT SinList*

L'inclusion d'une substance à la liste SIN en tant que PBT/vPvB (PBT : persistante, bioaccumulable, toxique ; vPvB: très persistante et très bioaccumulable) est fondée sur une approche poids de la preuve considérant des données mesurées, des données estimées, des lectures croisées, les produits de dégradation de la substance et des données de surveillance.

2. *Classification PMT dans les listes de l'UBA[21] ou dans la SIN List*

L'inclusion d'une substance à la liste SIN en tant que PMT (persistante, mobile, toxique) est fondée sur l'un des critères suivants :

- les critères PMT/vPvM de l'annexe XIII du règlement REACH sont remplis ;
- la substance présente des similarités de structure avec des substances déjà classées P/vP et/ou T par le règlement REACH ou la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP) ;
- la substance se dégrade dans l'environnement ou dans les organismes en formant des substances remplissant les critères PMT/vPvM de l'annexe XIII du règlement REACH.

Un poids de 4 est donné aux substances inscrites dans ces listes car les dangers identifiés n'ont pas encore été entérinés réglementairement.

[20] Relative potency factor
[21] Germany's central environmental authority

Enfin, un score de 1 est attribué à toute substance pour laquelle aucune information n'est disponible sur le potentiel d'écotoxicité.

Les scores attribués pour la catégorisation des substances satisfaisant aux critères d'écotoxicité précédents sont résumés dans le Tableau 18.

Tableau 18. Critères et pondérations retenus pour l'existence de données d'écotoxicité

Existence de données d'écotoxicité	Poids
PNEC, classification CLP (aquatic acute, aquatic chronic, PBT, PMT), SVHC PBT	16
Données expérimentales disponibles chroniques/long-terme + Preuves de données d'écotoxicité : RPFe	8
PBT SinList PMT SinList ou UBA	4
Pas de données	1

PBT : persistante, bioaccumulable, toxique ; PMT : persistante, mobile, toxique ; vPvM : très persistante et très mobile ; PMT : persistante, mobile, toxique ; PNEC : Predicted No Effect Concentration ; SVHC : Substance of very high concern ; UBA : German Environment Agency

3.2.2.5 Cas de la toxicité *in silico* (Modèles QSAR)

En l'absence de données toxicologiques expérimentales (*in vivo* ou *in vitro*) ou de données épidémiologiques, la probabilité d'un effet néfaste de la substance peut être prédite *in silico* par l'utilisation de modèles de relation quantitative/qualitative structure-activité (QSAR, voir encadré). Leur utilisation éventuelle a été étudiée dans le cadre de ce travail. Ces modèles constituent un outil complémentaire pour renseigner le potentiel de toxicité d'une substance. La composition du jeu de données utilisées pour la construction du modèle doit impérativement comprendre des PFAS couvrant une grande variété de structures en vue d'une application à la prédiction des effets de PFAS non évalués. Le modèle requiert d'avoir été décrit et validé selon les recommandations de l'OCDE (2023)[22] et d'être accessible par un autre utilisateur avant toute utilisation ultérieure. Le ou les modèles ne remplissant pas ces conditions ne peuvent pas être retenus pour prédire une toxicité de manière robuste.

QSAR (*Quantitative/Qualitative structure-activity relationship*)

Les (Q)SAR sont des modèles mathématiques théoriques pour prédire, de manière quantitative ou qualitative, des propriétés physico-chimiques, biologiques (ex : toxicologiques) ou environnementales d'un agent chimique, à partir de sa structure chimique. De nombreux modèles ont été développés par différents organismes, tels que la boite à outil QSAR de l'OCDE (OECD QSAR toolbox v.4.5), DEREK (v5.0.2), Danish QSAR database, VEGA (VegaNIC, v.1.1.2), etc. Ces outils intègrent des bases de données sur des agents chimiques structurellement analogues (Anses, 2025 à paraître).

[22] OECD. (Q)SAR Assessment Framework: Guidance for the regulatory assessment of (Quantitative) Structure − Activity Relationship models, predictions, and results based on multiple predictions. Series on Testing and Assessment No. 386. ENV/CBC/MONO(2023)32. 21 November 2023.

Le document guide de l'OCDE (2023) a été suivi comme document de référence pour l'utilisation des modèles QSAR dans le cadre de cette expertise.

La méthodologie employée et les résultats des tests sont détaillés en Annexe 3.

Les résultats obtenus avec les outils QSAR testés (VEGA, ADMETlab 3.0, admetSAR3.0, ProTox3.0, Danish (Q)SAR Database, Derek Nexus) ne permettent pas de produire des informations exploitables pour renseigner ce critère de toxicité *in silico* pour la catégorisation dans les travaux du GT. Ce critère n'a donc pas été utilisé par le GT, et la réflexion concernant la pondération de ce critère dans le score de renseignement de la toxicité n'a donc pas été menée.

3.2.2.6 Interprétation générale de la table des indicateurs de toxicité

Le

Tableau 19 ci-dessous synthétise les différents critères et scores intermédiaires pris en compte dans le calcul du score de toxicité total (ST total).

Le ST total est calculé par la somme de l'ensemble des scores intermédiaires de toxicité à savoir : ST1, ST2, ST3 et ST4.

$$\text{ST total} = ST1 + ST2 + ST3 + ST4$$

Au maximum, le ST total est égal à 64, le ST minimal est égal à 4.

Tableau 19. Tableau de synthèse des critères, scores et poids pris en compte dans le calcul du score de toxicité

Critères et scores intermédiaires	Existence d'une VTR	Existence d'une évaluation CMR			Existence d'une évaluation du potentiel PE	Existence de données d'écotoxicité
	ST1	ST2			ST3	ST4
		C	M	R		
Intervalle des poids	1 à 16	0 à 16	1 à 16	1 à 16	1 à 16	1 à 16
Calcul		Valeur maximale entre C, M et R				
ST total	ST1 + ST2 + ST3 + ST4					

Cette table permet de discriminer les substances par catégorie selon le niveau de connaissance de leur potentiel de toxicité pour l'Homme et les écosystèmes.

Un score de toxicité élevé (ST total) caractérise une substance qui a fait l'objet d'études expérimentales multiples et sur le long terme, études qui ont révélé un profil toxicologique préoccupant pour la santé humaine ou les écosystèmes et/ou ayant justifié un classement au plan réglementaire, voire une interdiction d'utilisation et de production.

Un ST total bas caractérise une substance dont la toxicité et l'écotoxicité n'ont pas été évaluées.

Un ST total intermédiaire correspond aux substances pour lesquelles les informations sont parcellaires.

4 Limites et incertitudes

Compte tenu de l'évolution rapide des connaissances et des nombreuses initiatives d'acquisition de données en cours, ce travail ne peut être exhaustif, mais propose une méthodologie qui pourra être appliquée au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles connaissances, tant sur le volet occurrence que sur le volet toxicologie. Une mise à jour de la méthodologie sera nécessaire quand de nouveaux indicateurs plus pertinents seront disponibles (cf. Chapitre 8 : chapitre Recommandations).

Ainsi, le choix des valeurs de pondération est subjectif, reposant sur les travaux antérieurs de l'Anses concernant les études de toxicité ou sur la volonté des experts de ne pas *a priori* favoriser l'une ou l'autre des informations (occurrence). Il pourrait être revu en fonction des résultats de ce premier exercice de catégorisation.

Compte tenu des contraintes de temps et de ressources, la méthodologie proposée n'a pas permis d'évaluer et de prendre en compte la qualité des données et des études consultées, que ce soit pour l'occurrence (bases de données et revues de la littérature) ou pour le volet toxicité.

4.1 Périmètre des substances étudiées

Comme signalé dans la partie 1 du rapport (Anses, 2025a), le GT s'est focalisé sur certains PFAS.

Le périmètre des travaux du GT concerne les PFAS (au sens de la définition OCDE de 2021). Les PFAS d'usage phytosanitaire et pharmaceutique n'ont pas été systématiquement intégrés à l'étude (car les sources d'informations et règlementation associées à ces molécules sont spécifiques) mais certaines molécules sont présentes dans les travaux en raison d'autres usages (ex : TFA).

Par ailleurs, les PFAS polymériques n'ont pas été considérés, devant l'absence de données d'occurrence dans les compartiments et les questions spécifiques concernant leur toxicité. L'ampleur du travail entrepris sur les PFAS monomères n'a pas permis de consacrer du temps à cette recherche.

4.2 Volet Occurrence

Le volet occurrence repose sur les données compilées dans les BDD nationales et dans la bibliographie, pour les différents sous-compartiments, en date du 30 septembre 2024 (Anses, 2025a).

Des informations complémentaires ont été utilisées, comme la présence de PFAS dans une source de contamination (Cf. ci-dessous) et les propriétés physico-chimiques des PFAS (SO4).

4.2.1 Sources de contamination

Pour rappel, les données sur les sources de contamination prises en compte sont :

- les dernières données de l'arrêté ICPE mises à disposition en avril 2025,
- des données issues d'une revue de la littérature sur les boues,
- des données issues d'une étude sur les PFAS dans les matériaux de construction et produits de consommation (Anses, 2025a).

Les MCDA et MCDE n'ont pas été intégrés pour les raisons évoquées au paragraphe 3.2.1.4.

En utilisant le critère « identification dans une source de contamination » et en l'affectant aux sous-compartiments récepteurs, le GT a fait le choix de maximiser le nombre de molécules identifiées par sous-compartiment, en considérant qu'ils étaient soumis uniformément à la contamination par les sources (pas de variation géographique ou de PFAS spécifique à des sources particulières). Les travaux récents tendent à montrer que si certains PFAS sont largement distribués, d'autres sont plus liés à des usages spécifiques et donc contamineront plus particulièrement certaines parties du territoire, en lien avec les activités industrielles ou les usages des PFAS.

Ce biais est pondéré par l'utilisation du taux de quantification (un PFAS fréquemment quantifié aura un score plus élevé qu'un PFAS retrouvé dans quelques émissions).

Les faiblesses de ces approches sont minimisées par l'utilisation des quatre systèmes de scores, contenant des sources d'information différentes.

4.2.2 Données sur les propriétés physico-chimiques des molécules

Un travail de concaténation a été effectué. L'objectif était de disposer de jeux de données les plus homogènes possibles pour permettre la catégorisation des PFAS entre eux, et cela sur le plus grand nombre de PFAS possible. Une recherche bibliographique exhaustive avec une évaluation de la pertinence des données n'était pas envisageable dans le périmètre de ce GT (volumétrie des données, délais de l'expertise). Les données expérimentales et les données modélisées ont été considérées : la cohérence entre les jeux de données a été autant que possible vérifiée, et des contrôles à dires d'expert ont orienté les choix. Les données expérimentales n'ont pas systématiquement été retenues face aux données modélisées, en raison de biais lors de l'acquisition de ces données. Ces biais, fortement liés aux propriétés complexes des PFAS (complexité pour les analyser ou mise en place difficile d'expérimentation sur ces mélanges de molécules notamment), ont été constatés et discutés par le GT.

Certaines données n'étant disponibles que pour un nombre très limité de PFAS, les plus étudiés, le choix des propriétés retenues a été orienté par le nombre de PFAS considéré, afin de maximiser la disponibilité des données.

Le comportement des PFAS étant complexe, certaines simplifications ont dû être considérées. Par exemple, l'utilisation du Koc pour estimer le potentiel de sorption sur les sédiments ou le potentiel de mobilité vers les eaux souterraines, ne permet pas de représenter la complexité et variabilité du transport des substances ionisables (Sigmund et al., 2022). Ceci se traduit par une grande variabilité du Koc estimé pour une même molécule (Pawlowski et al., 2022). Néanmoins, en l'absence d'un paramètre permettant de mieux représenter cette complexité de sorption, les Koc estimés sont les seuls paramètres disponibles. Pour limiter l'impact de ces simplifications, les seuils et poids ont été dimensionnés pour être plutôt majorants afin de ne pas exclure de molécules d'intérêt.

La persistance, bien que très pertinente n'a pas pu être considérée, faute de données pour l'établissement de ce critère. La non prise en compte de la potentielle transformation des précurseurs entraîne de fait une potentielle surestimation de leur occurrence (puisqu'ils sont susceptibles d'être transformés dans certains compartiments) et une sous-estimation des produits de dégradation qui pourraient être formés (notamment des PFCA et des PFSA). De même la possible métabolisation de certains PFAS, dans les organismes aquatiques (biote) mais aussi chez l'Homme n'a pas été intégrée, faute d'informations ou de temps consacré à leur recherche.

4.3 Volet information sur la toxicité

Ces limites sont d'ordre méthodologique, conceptuel ou réglementaire, et relèvent des aspects suivants.

4.3.1 Appréciation qualitative des dangers pour la catégorisation

Il a été choisi de faire une évaluation qualitative du score de toxicité, sur la base des classements réglementaires et officiels, et des renseignements issus de bases de données reconnues ; ce qui garantit la qualité des informations. En d'autres termes, la toxicité a été identifiée via ces informations sur la substance, mais sans analyse plus poussée du degré de cette toxicité. Cette limite est concevable dans le cadre de la catégorisation qualitative effectuée dans ce bilan, qui n'a pas vocation à être un exercice d'évaluation des risques.

Dans une perspective d'évaluation des risques, cette approche devrait être revue et affinée par une expertise des données épidémiologiques et toxicologiques, qui n'a pas pu être conduite dans ce travail.

4.3.2 Constitution et mises à jour des bases de données

Les bases de données font l'objet de mises à jour dont la dernière est évidemment utilisée comme source d'informations. Toutefois la mise à jour peut dater, de sorte que l'actualisation des données peut faire défaut. Ainsi la base NORMAN utilisée pour les données d'écotoxicité et de PNEC expérimentales a été mise à jour en 2020 ; nous avons collecté ces données, sans prendre en compte l'existence de données plus récentes.

Par ailleurs, les bases de données peuvent ne pas être exhaustives. Ce type de limitation est à considérer. Ainsi, NORMAN ne couvre pas les informations écotoxicologiques contenues par exemple dans les dossiers d'enregistrement des substances chimiques dans REACH. La consultation de ces dossiers a permis de compléter les scores d'écotoxicité non documentés dans NORMAN. Si le croisement des deux sources d'information a été fait dans un certain nombre de cas (6:2 FTSA par exemple), il n'a pas été réalisé systématiquement.

4.3.3 Limitation des informations inhérentes à la réglementation

L'évaluation des substances chimiques au niveau européen est régie par le règlement REACH qui évalue les informations sur les propriétés physico-chimiques, toxicologiques et écotoxicologiques présentées dans les dossiers d'enregistrement. L'évaluation peut donner suite à une classification harmonisée au niveau européen selon le règlement CLP.

La quantité d'informations requises par REACH est fonction du tonnage annuel de production ou d'importation de la substance au niveau européen (seuils de 1, 10, 100, 1000 tonnes par an et plus). Pour les faibles tonnages (1 à 10 tonnes par an), les essais de toxicité i*n vivo* requis se limitent à l'évaluation de la toxicité aiguë et de l'irritation oculaire et cutanée ; l'évaluation de la toxicité chronique nécessaire à un classement CMR ou PE n'est pas requise. Ceci explique que cette source d'information n'est pas adéquate pour évaluer un caractère CMR ou PE de PFAS produits dans cette tranche de tonnage faible (cas du PFPeA, PFHpS, PFDS).

Par ailleurs, l'ensemble des informations toxicologiques apportée par les dossiers d'enregistrement dans REACH, même conformes à la demande réglementaire et correctement constitués, ne suffit pas toujours pour définir une VTR ou une valeur de référence équivalente.

C'est le cas pour le PFUnDA pourtant classé vPvB et SVHC pour sa persistance et sa bioaccumulation. La robustesse des informations toxicologiques doit avoir été éprouvée et validée par d'autres études expérimentales, mécanistiques, et/ou épidémiologiques, avant qu'une VTR puisse être fixée par les instances sanitaires.

Cette limitation à l'évaluation toxicologique inhérente à la réglementation ne pourra être levée qu'à la suite de programmes de recherche d'envergure et au financement souvent critique non pris en charge par les industriels. Ce point sera soulevé dans les recommandations.

5 Résultats des matrices occurrence et information sur la toxicité, matrice de catégorisation et stratégies de surveillance associées

5.1 Présentation et principe d'exploitation des résultats

Les matrices d'occurrence ont été complétées pour chaque sous-compartiment en y incluant les substances recherchées présentes dans les BDD et/ou dans la littérature.

Les substances non recherchées ont également été intégrées à la matrice de chaque sous-compartiment ; elles ont été classées en classe de recherche 1 (cf. Tableau 3) à l'exception des :

- substances sans ST renseigné, donc non listées dans la matrice de toxicité. Il s'agit uniquement des substances ayant été identifiées dans les données relatives aux sources de contamination ou aux propriétés physico-chimiques (donc pour lesquelles les données de toxicité n'ont pas été trouvées) ;
- substances avec un ST de 4 (aucune information sur la toxicité) et sans aucune information pour les SO3 (aucune information sur leur présence dans les autres sous-compartiments) et SO4 (aucune information sur les sources et/ou les propriétés physico-chimiques).

Cette intégration des substances non recherchées a été réalisée en tenant compte des propriétés physico-chimiques d'intérêt pour chaque sous-compartiment considéré. Ainsi, à titre d'exemple, pour les aliments, seules ont été prises en compte les molécules pour lesquelles des informations sur la bioaccumulation étaient disponibles (cf. partie 3.2.1.4). À l'inverse, seules les substances volatiles ont été considérées pour les sous-compartiments air. C'est ce qui explique les différences de nombre de substances considérées par sous-compartiment.

Une fois les matrices d'occurrence et la matrice de toxicité complétées, les scores totaux calculés (SO et ST) ont été croisés afin de positionner les substances dans la matrice de catégorisation

Les résultats sont présentés sous forme de graphiques ou d'histogrammes :

1. Sous forme de graphiques exprimant la valeur des ST en fonction des SO :
    a. Vue d'ensemble du positionnement de tous les PFAS par sous-compartiment, regroupés par classe de recherche dans les BDD (sauf pour air, poussières et sols où seules les données de la littérature ont été exploitées du fait du manque de données BDD disponibles) : classe 1 : non recherché, classes 2 et 3 : nombre de recherches entre 1 et 79, et classes 4 à 6 : nombre de recherches entre 80 et plus de 800. Un graphique est représenté pour chaque sous-compartiment pour les différents groupes de classes ;

b. Zoom si nécessaire sur une zone selon le sous-compartiment et la classe de recherche.

2. Sous forme d'histogrammes pour représenter :

a. La contribution de chaque score d'occurrence intermédiaire (SO1 à SO4) au SO total par sous-compartiment et pour chaque substance ;
b. La contribution de chaque score de toxicité intermédiaire (ST1 à ST4) au ST total. Ce graphique est commun à tous les sous-compartiments.

5.2 Résultats de la matrice de toxicité

Les informations sur la toxicité étant communes à tous les sous compartiments, cette matrice est présentée préalablement à son utilisation dans la catégorisation par sous-compartiment dans la partie suivante.

La recherche d'informations relatives à la toxicité a été effectuée sur 247 molécules issues du bilan de contamination (Anses, 2025a). Parmi elles, 9% (23) ont un ST total de 4, c'est à dire sans aucune information, 7% (17) ont un ST total de 5 à 12 c'est à dire avec des informations très parcellaires ou manquantes pour certains scores intermédiaires, 48% (118) ont un ST de 19 c'est à dire avec un poids maximal pour un seul score intermédiaire et aucune information pour les autres et enfin, 36% (89) ont un score variant entre 20 et 56, détaillé ci-après (la Figure 3 détaille la contribution des scores de toxicité intermédiaires pour les substances avec un ST final >20).

Plusieurs catégories de substances peuvent être distinguées :

- un premier groupe de quinze substances au score de toxicité total le plus élevé (≥28), du fait d'informations toxicologiques fournies (i) dont l'existence d'une VTR pour 11 d'entre elles, (ii) un classement CMR pour 5 PFAS (dont le PFOA en tant que cancérogène pour l'Homme, et le PFOS comme cancérogène possible pour l'Homme), (iii) des informations relatives au potentiel de perturbateur endocrinien ; ces informations étant associées à un score d'écotoxicité élevé,
- un second groupe de substances (ST total entre 12 et 26) caractérisé majoritairement par l'existence de données d'écotoxicité (ST4) par rapport aux données toxicologiques,
- un troisième groupe de PFAS (non représenté dans la Figure 3) correspond aux substances peu ou non documentées en termes de toxicité et d'écotoxicité (ST total entre 4 et 12) mais avec, pour certaines d'entre elles, des informations sur un potentiel de perturbateur endocrinien.

Les substances dont le ST total ≤ 20 sont listées en annexe 7.

Les substances détenant le score de toxicité total le plus élevé et avec des informations dans les 3 ou 4 ST intermédiaires sont des PFAS étudiés depuis longtemps (dès le début des années 2000) ; elles sont notamment présentes dans la réglementation relative aux EDCH mais également dans des études visant à évaluer la contamination des aliments (ex : EAT2, Calipso). Si des valeurs de référence toxicologiques existent pour onze d'entre elles (en incluant la VTR du PFHpA), elles font défaut pour les autres PFAS, notamment parmi les substances réglementées, du fait de données toxicologiques insuffisantes (PFUnDA, PFTrDA, PFPeA, PFDS, PFHpS), ou manquantes. Cette situation souligne le rôle important du GT VTR

PFAS dont les premiers résultats ont été publiés en juin 2025 (Anses, 2025b) et dont les travaux de proposition de VTR se poursuivent.

Trois substances présentent des profils différents des autres, avec des scores ST1 et ST4 maximaux (16) et une absence d'information pour les scores ST2 et ST3 : le PFHxA, le 6 :2 FTSA et le HFC134a. Ce dernier est un fluide réfrigérant, un gaz utilisé comme propulseur d'aérosols et comme anesthésique. Pour le 6:2 FTSA, les données écotoxicologiques sont tirées des dossiers d'enregistrement REACH qui mentionnent des valeurs de PNEC aquatiques, et ne sont pas issues de la base NORMAN qui n'a pas répertorié les informations de cette provenance. Ce point souligne la nécessité d'affiner le recueil des données d'écotoxicité pour pallier les faux négatifs. Quant au PFHxA, il a fait l'objet d'une restriction de certains usages par l'UE en 2024 (Règlement (UE) 2024/2462) du fait de sa forte persistance et de sa mobilité dans les sols.

Un potentiel perturbateur endocrinien a été identifié pour 13% des PFAS répertoriés avec un ST3 > 6. Au regard des conséquences à long terme pour la santé humaine et animale de perturbations endocriniennes éventuelles, des recommandations en termes de recherche ont été proposées.

La Figure 3 représente la part de chaque critère ST1 à ST4 pour les substances avec ST total > 20.

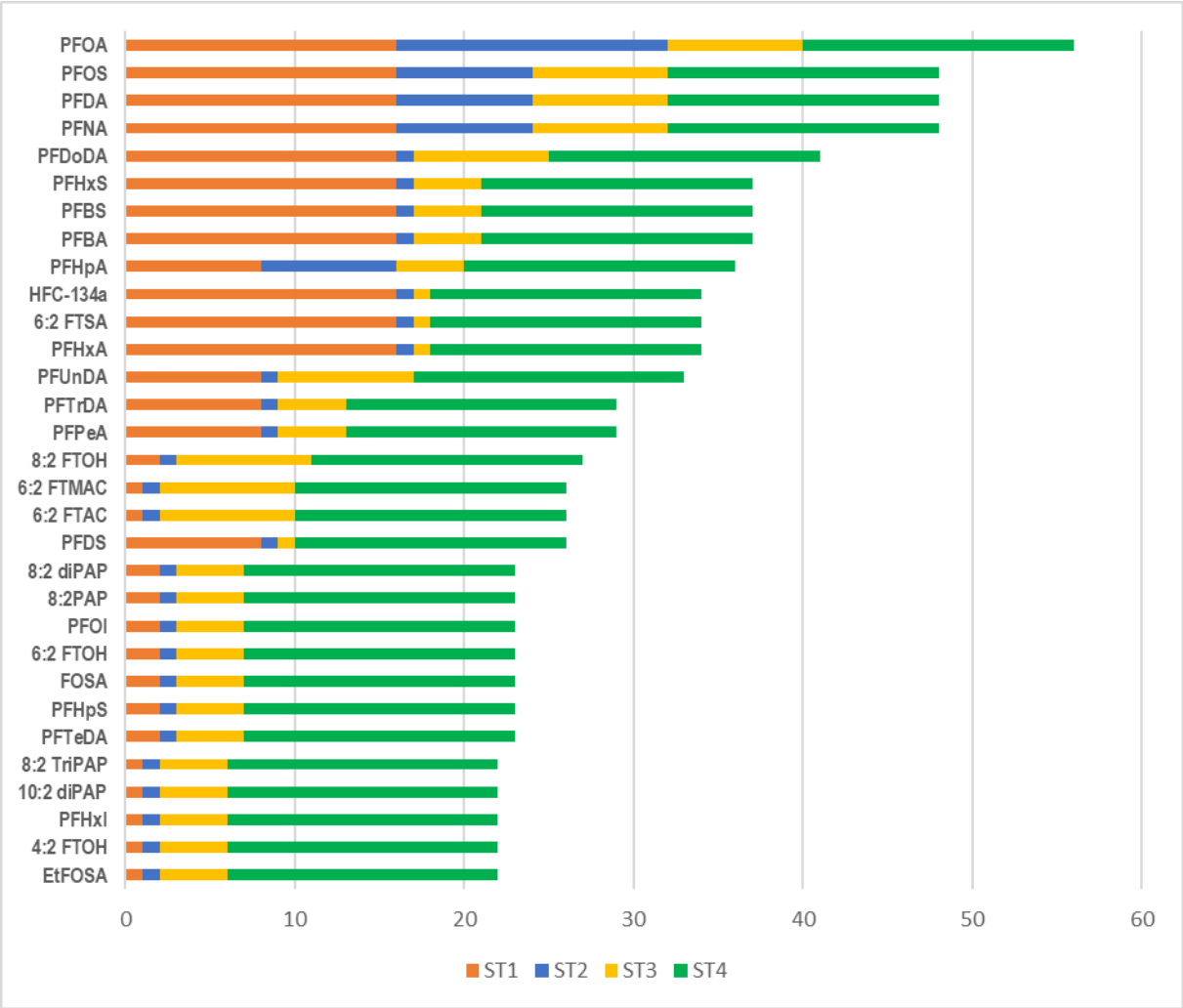


Figure 3. Contribution des différents scores de toxicité intermédiaires (ST1 à ST4) au score de toxicité total (ST total), Substances dont le ST total > 20; ST1 : existence d'une VTR ou de données toxicologiques expérimentales ou de données épidémiologiques, ST2 : existence d'une classification CMR, ST3 : existence d'une classification du potentiel de perturbation endocrinienne (PE), ST4 : existence de données d'écotoxicité (avec PNEC prédites et expérimentales), d'une classification CLP (PBT, PMT) SVHCvPvB, de preuves de données d'écotoxicité, ou inclusion dans Sin List ou UBA

PNEC expérimentales vs PNEC modélisées et expérimentales :

Le critère d'écotoxicité (ST4) de la Figure 3 tient compte de PNEC expérimentales et modélisées (données de la base NORMAN). Le GT a souhaité évaluer l'impact de l'utilisation uniquement des PNEC expérimentales de la base NORMAN au lieu des PNEC modélisées et expérimentales. Il ressort que les substances au score le plus élevé (ST total ≥37) garderaient la même valeur de ST4, à l'exception du PFDA et du PFBA (Figure 4). Sur les 247 molécules pour lesquelles des informations toxicologiques, 52% (128) auraient un ST total de 4 (soit aucune information), seules 8% (19) auraient un ST de 20 à 56, signifiant une diminution de score ST total contre 36% en tenant compte de l'ensemble des données modélisées et expérimentales. Le décalage entre les deux approches est très net pour les substances au score inférieur à 20 (non représentées dans la Figure 4) : seulement 5% (12) auraient un score entre 11 et 19 contre 48,5% (120) avec les données modélisées et expérimentales. En ne considérant que les PNEC expérimentales, 228 substances présenteraient un ST total inférieur à 20, avec un ST diminué pour 184 d'entre elles, parmi lesquelles 70 dépassaient le seuil de 20 tenant compte des données modélisées et expérimentales.

Le faible nombre de données expérimentales disponibles résulte du fait que l'écotoxicité des PFAS a été très peu testée expérimentalement à ce jour, de sorte qu'à l'heure actuelle, peu de PNEC expérimentales (5 au total) sont rapportées dans NORMAN, comparé à l'abondance des PNEC prédites par QSAR. La prise en compte des PNEC expérimentales (Figure 4) à la place des données modélisées et expérimentales (Figure 3) n'affecte pas la valeur du ST4 pour les substances classées PBT, PMT et SVHC ; ces classements ayant un poids équivalent à celui d'une PNEC suppléent à l'absence de cette donnée dans le calcul du ST4. Parmi les PFAS qui avaient un ST final élevé (>20) (Figure 3), les principales substances affectées (score ST final diminué) sont le PFDA, PFBA, 6:2 FTSA, PFPeA (Figure 4) et le HFC-134a dont le score ST se retrouve inférieur à 20 (non représenté sur la Figure 4).

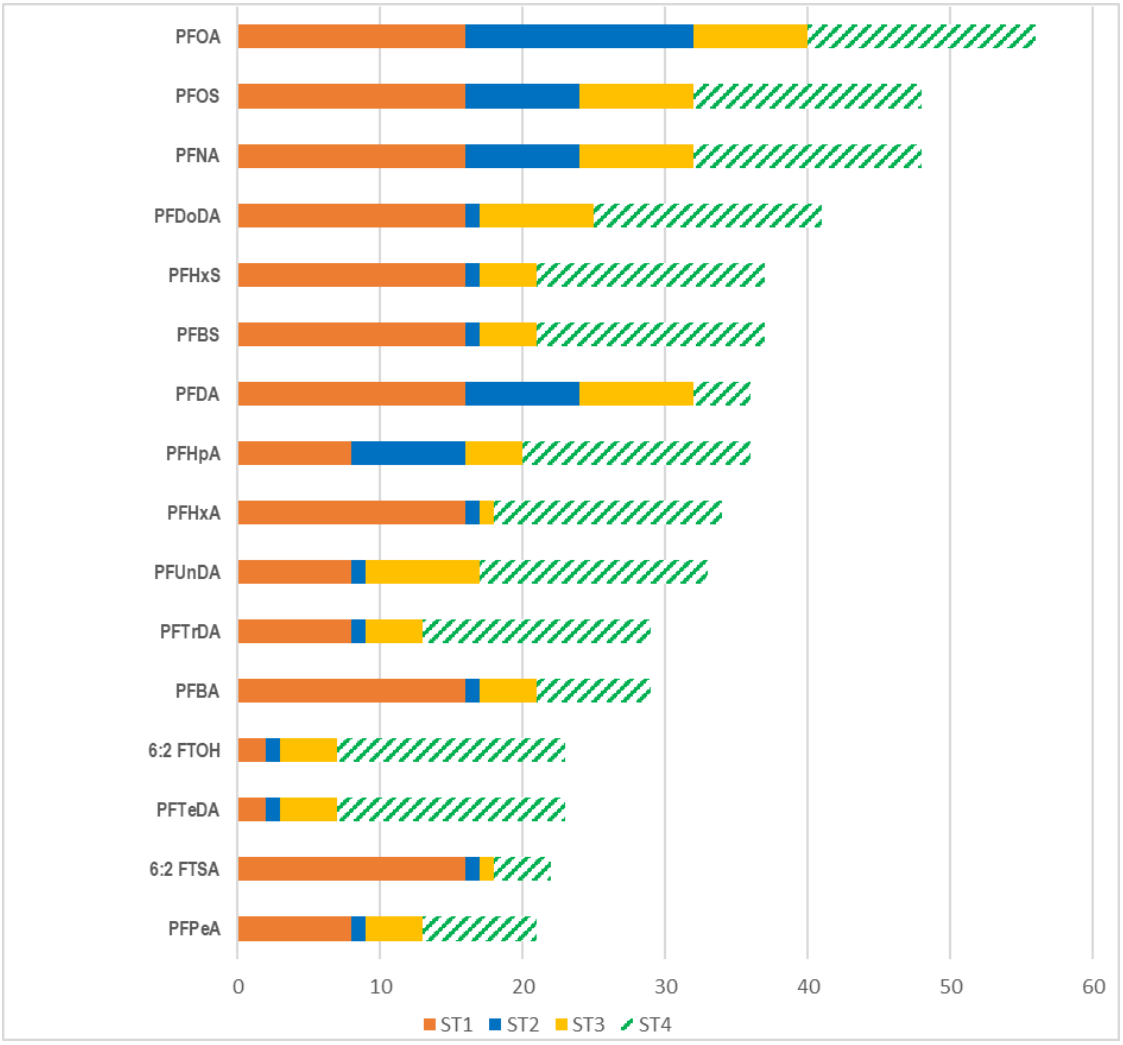


Figure 4. Contribution de différents scores de toxicité intermédiaires (ST1 à ST4) au score de toxicité total (ST total), Substances dont le ST total>20; ST1 : existence d'une VTR ou de données toxicologiques expérimentales ou de données épidémiologiques, ST2 : existence d'une classification CMR23, ST3 : existence d'une classification du potentiel de perturbation endocrinienne (PE), ST4 : existence de données d'écotoxicité (PNEC expérimentales uniquement), d'une classification CLP (PBT, PMT, SVHC, vPvB) de preuves de données d'écotoxicité, ou inclusion dans Sin List ou UBA

[23] Cancérogène, mutagène, génotoxique

5.3 Résultats de la matrice d'occurrence

Le travail sur la matrice d'occurrence a permis d'exploiter de manière complémentaire au travail réalisé dans le rapport-Partie 1 (Anses, 2025a) les informations issues de campagnes d'acquisition de données. La partie 1 du rapport (Anses, 2025a) a mis en lumière l'hétérogénéité de ces données ; l'objectif de ce second rapport était de fournir une catégorisation des PFAS et d'apporter plus d'informations, pour pouvoir considérer de nouveaux PFAS d'intérêt, autres que ceux déjà recherchés.

La matrice d'occurrence obtenue pour chaque sous-compartiment se compose des 4 scores intermédiaires. Les représentations ci-dessous (Figure 5 et Figure 6) permettent de mettre en lumière la part de chacun des scores intermédiaires pour deux sous-compartiments pris comme exemples ("ESU sed" et "laits et produits laitiers") et de mettre en évidence les substances pour lesquelles des données étaient disponibles dans les BDD (SO1) ou la littérature (SO2), les substances ubiquistes (SO3) et celles intégrées à l'exercice de catégorisation uniquement par leur présence dans les sources de contamination et par les propriétés physico-chimiques (SO4). Ceci a permis d'identifier un nombre important de substances d'intérêt supplémentaires, dont le nombre est variable en fonction du sous-compartiment considéré.

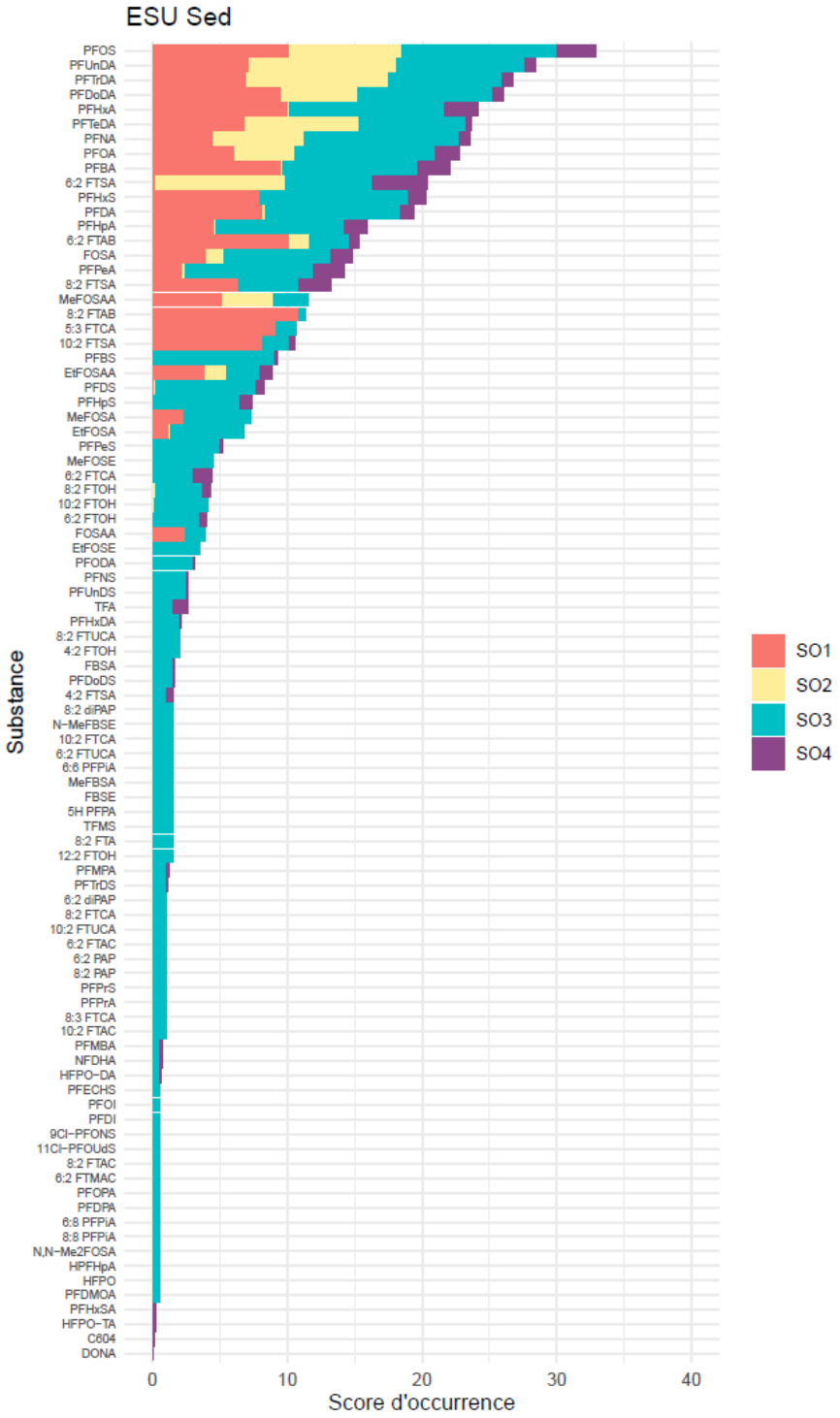


Figure 5. Contribution au score d'occurrence total des PFAS du sous-compartiment "sédiments" des eaux de surface

Le SO total est fortement porté par le SO3, tel qu'illustré dans l'exemple du sous-compartiment "sédiments" (Figure 5). On peut noter que tout SO ≤5 est très souvent uniquement apporté par le SO3 (présence dans d'autres sous-compartiments), parfois apporté par le SO4 (présence dans les sources), mais sans aucune contribution des SO1 et SO2, c'est à dire sans mesure dans le sous-compartiment d'intérêt.

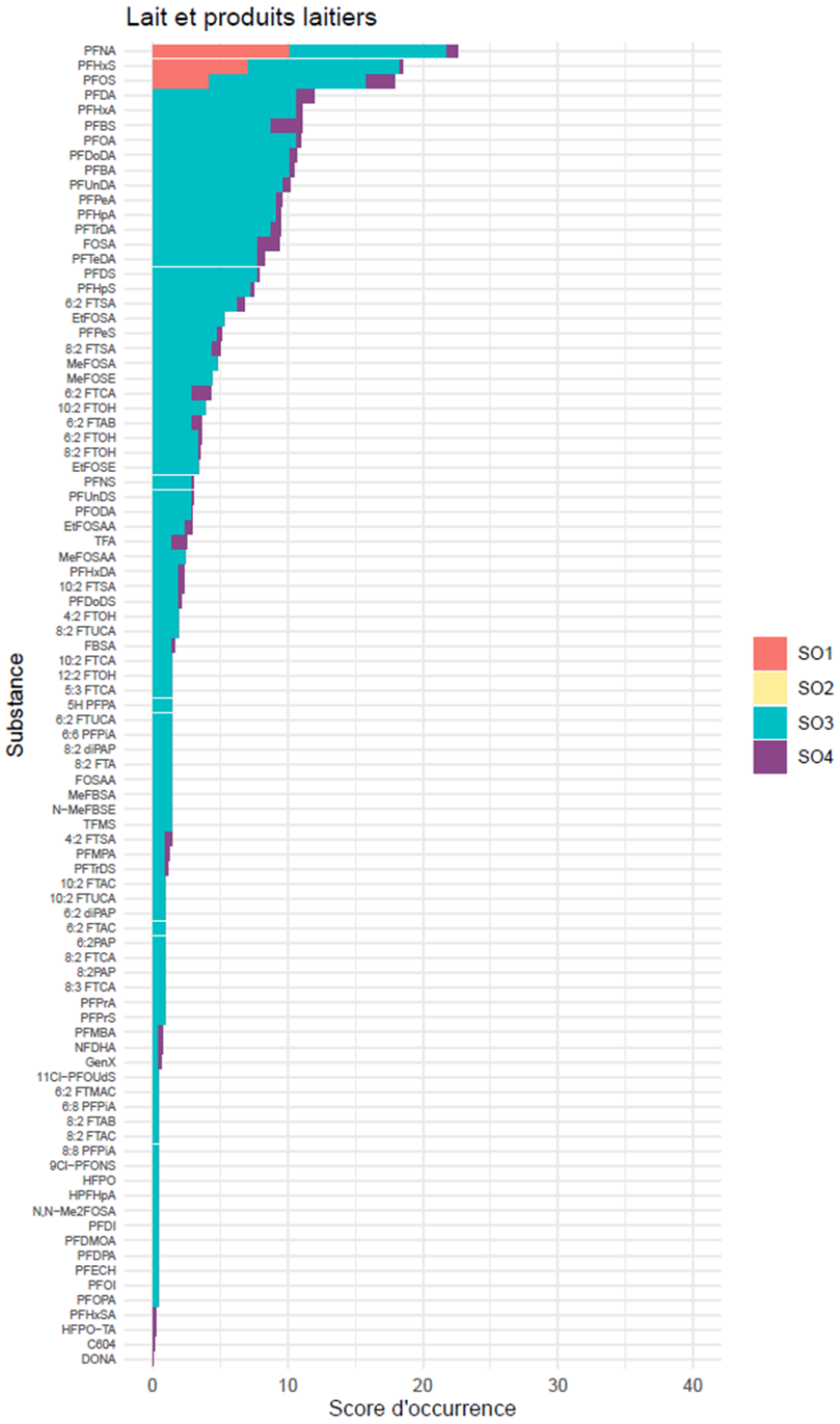


Figure 6. Contribution au score d'occurrence total des PFAS du sous-compartiment " Lait et produits laitiers "

Ce type de représentation (Figure 6) permet d'illustrer le manque de données d'occurrence disponibles pour le lait et produits laitiers, le SO3 représentant les informations relatives aux données existantes, dans tous les autres sous-compartiments. Cet exemple sur un sous-compartiment très peu investigué permet de mettre en lumière le bénéfice de cette approche multi-informations, qui permet d'identifier des PFAS qui, même en l'absence de données de mesures, pourraient être d'intérêt pour ce sous-compartiment, du fait de la présence dans d'autres sous-compartiment (SO3), ou dans des sources jugées potentiellement pertinentes (SO4).

5.4 Résultats des matrices de catégorisation et construction des propositions de recommandations pour la surveillance par compartiment

L'objectif de ce travail était d'identifier les PFAS à inclure dans des stratégies de surveillance afin de mieux documenter leur présence et leurs concentrations dans les différents sous-compartiments en vue de mettre en œuvre, si nécessaire, des mesures de protection des populations et de l'environnement adaptées à chaque situation.

Pour la matrice occurrence, les différents SO intermédiaires sont relatifs à la présence des PFAS dans les sous-compartiments, allant de la quantification avérée (SO1 et SO2) à la présomption de leur présence dans un sous-compartiment du fait de leur présence dans d'autres compartiments (SO3) et/ou au regard de l'existence d'une source potentielle de contamination et de paramètres physico-chimiques pertinents (SO4).

Le GT a choisi de traiter les groupes de molécules de manières différentes, avec des approches graduées de surveillance, selon la robustesse des informations utilisées. Pour ce faire, le GT s'est appuyé sur le SO1[24], et plus précisément le critère « classe de recherche » (nombre de fois où une molécule a été recherchée dans le sous-compartiment d'intérêt) considéré comme le plus robuste, pour catégoriser les molécules en 3 groupes distincts :

- données issues des classes 4 à 6, c'est-à-dire de 80 à plus de 800 recherches ;
- données issues des classes 2 à 3, c'est-à-dire de 1 à 79 recherches ;
- données de la classe 1, c'est-à-dire non recherché dans le sous-compartiment considéré.

5.4.1 Clé de lecture des graphiques

Pour chacun des sous-compartiments étudiés, les résultats ont été présentés sous forme de graphiques positionnant les PFAS selon leur score d'occurrence total (SO total) pour l'axe des abscisses et selon leur score de toxicité total pour l'axe des ordonnées (comme le montre la Figure 7).
Les PFAS sont répartis selon les 3 groupes préalablement décrits : classe de recherche 1 (non recherchées), classes de recherche 2 et 3 (peu à modérément recherchées), et classes de recherche de 4 à 6 (très recherchées). Les graphiques correspondant aux classes 1, 2-3 et 4-6 d'un même sous-compartiment sont représentés avec une échelle identique de préférence, et zoomés si nécessaire (classe 1 en particulier). Les échelles zoomées peuvent varier d'un

[24] Données des BDD, à l'exception du compartiment "Air, sols et poussières" pour lequel les données de la littérature ont été prises en compte.

graphique à l'autre, afin de faciliter leur lecture. C'est pourquoi tous les PFAS cités dans le texte ne sont pas toujours visibles sur les échelles zoomées.
Le chiffre apparaissant en haut à gauche de chacun des graphiques indique le nombre (n) de substances présentes sur le graphique ; les points pouvant se superposer, l'acronyme de tous les PFAS ne peut être indiqué.
Pour les classes de recherche de 2 à 6, les substances les plus à droite selon l'axe des abscisses (SO total) sont celles les plus recherchées voire quantifiées ; celles positionnées en haut de l'axe des ordonnées (ST total) sont les PFAS les mieux documentés concernant la toxicité. Les PFAS présentant ce profil d'occurrence et de toxicité sont donc situés en haut et à droite des graphiques. Au contraire, les PFAS les moins recherchés et les moins documentés sont situés à gauche et en bas du graphique pour la classe considérée, le seuil de 4 (valeur minimale du ST total) étant indiqué dans chaque graphique par une ligne rouge en pointillés.
Le ST total varie de 4 « aucune information » à un score maximal de 64 « substance avec VTR, classée CMR et PE, avec des données d'écotoxicité disponibles ».
Un ST total compris entre 4 et 19 traduit soit une toxicité insuffisamment étudiée, soit une absence de données de toxicité avec parallèlement des informations écotoxicologiques. Pour le détail de la contribution de chaque ST intermédiaire, il est nécessaire de se reporter aux fichiers des matrices de catégorisation (fichier téléchargeable via le lien en annexe 8) pour distinguer les deux situations.
Les substances recherchées, voire très recherchées, sont différenciées par un code couleur selon le niveau de quantification (0, ≤5, >5) dans les graphiques des classes 4 à 6. Aucun code couleur n'a été appliqué aux graphiques des classes 2-3 car le nombre de recherches est considéré comme faible à très faible.

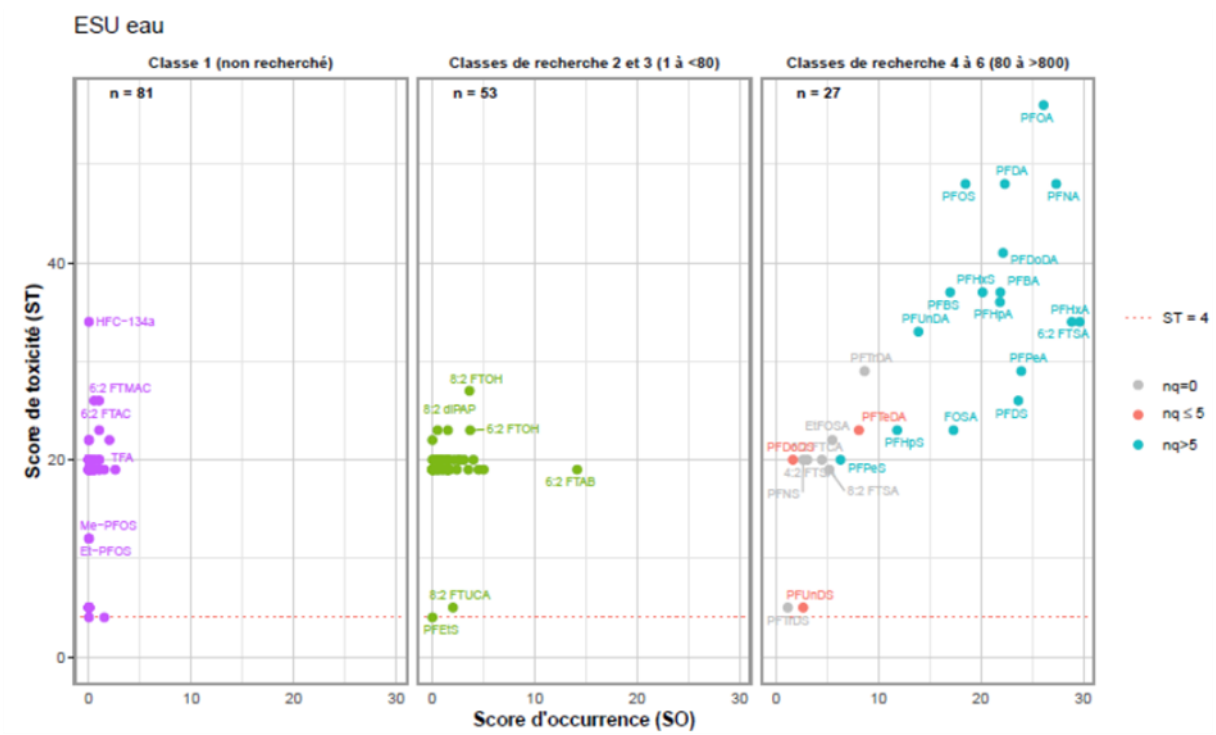


Figure 7. Exemple de représentation graphique pour illustrer la clé de lecture (sous-compartiment Eaux de surface-eau)

5.4.2 Propositions d'une stratégie graduelle et itérative de la surveillance

Trois types de surveillance sont proposés pour répondre aux différents questionnements et enjeux mis en évidence, selon la position et la classe de recherche de chaque molécule. Deux niveaux de surveillance sont associés aux sous-compartiments. Leur dimensionnement est spécifique à chaque compartiment ou sous-compartiment, tandis que le troisième concerne la caractérisation des sources d'émission et des milieux de rejet associés.

Ces précisions sont apportées pour chaque sous-compartiment dans le chapitre 6, en prenant en compte ses spécificités.

1. Une surveillance pérenne

La surveillance pérenne a pour objectif d'acquérir des données fiables, et représentatives à l'échelle nationale, de la contamination pour des molécules dont la présence et l'enjeu sanitaire ou environnemental semblent avérés. Pour cela, un nombre de points de mesures (stations ou échantillons) suffisant et représentatif des différents contextes de pression est nécessaire, dont les fréquences d'acquisitions sont compatibles avec une exploitation poussée des données et sur une durée suffisante pour évaluer des tendances d'évolution et pouvoir statuer sur l'occurrence dans des conditions de mesures robustes et harmonisées. Cette surveillance pourra s'appuyer, quand ils existent, sur les réseaux de surveillance déjà opérationnels à l'échelle nationale, représentatifs des différentes typologies de pression anthropiques (dont zones non impactées).

Elle concerne les molécules pour lesquels le score d'occurrence est suffisamment étayé pour confirmer la pertinence de suivre régulièrement et largement une molécule présentant un SO élevé dans le sous-compartiment concerné.

2. Une surveillance exploratoire

Le principe de la surveillance exploratoire est de réaliser des acquisitions de données complémentaires sur des molécules dont la robustesse du SO total n'est pas considérée comme suffisante pour les orienter vers de la surveillance pérenne ou pour les retirer de toute surveillance.

Les substances concernées par cette surveillance sont par exemple :

- des substances avec un SO élevé mais insuffisamment recherchées dans le sous-compartiment d'intérêt pour intégrer la surveillance pérenne,
- des substances avec un score d'occurrence plus faible dans le compartiment d'intérêt mais avec un ST élevé et des présomptions d'occurrence indirecte (SO4).

Cette surveillance pourrait être basée sur les mêmes réseaux que ceux de la surveillance pérenne, mais en réduisant la fréquence des campagnes de mesures (ex *a minima* 2 campagnes annuelles pour les milieux aquatiques) et le nombre d'échantillons/points de mesures tout en respectant une couverture nationale. Ceci permettrait d'orienter la molécule, à l'issue de cette surveillance exploratoire, soit vers un suivi pérenne si son score d'occurrence est augmenté, soit de la maintenir dans la surveillance exploratoire, soit de la supprimer des listes de surveillance.

3. Une surveillance localisée aux sources et milieux connexes

Les données de surveillance des sources ont été utilisées et ont apporté une forte plus-value pour l'identification de nouvelles molécules d'intérêt dans les différents sous-compartiments. Elles sont actuellement trop parcellaires et limitées à certaines émissions pour pouvoir en tirer un bénéfice maximal.

Renforcer la surveillance des sources et des milieux connexes permettrait de statuer sur les sources d'émissions principales ou la non-émission de certains PFAS, ainsi que sur les sous-compartiments les plus pertinents à cibler en surveillance exploratoire. Elle permettrait également d'acquérir des mesures à proximité des sources d'émissions, donc en contexte « pire cas ». De plus, ces informations permettraient de définir les modalités pertinentes (méthodes de mesures et performances minimales requises, matrices des surveillance et fréquences échantillonnage) à leur inclusion dans des exercices de surveillance exploratoire.

Cette surveillance, effectuée de manière plus fréquente, pourrait être adaptée selon les usages des PFAS concernés, les typologies de sources d'émissions ou certains territoires (Cf. la notion de zone Pression PFAS caractérisée, définie dans le rapport-Partie 1 (Anses, 2025a)), en intégrant à la fois les émissions et les milieux connexes dont les différents sous-compartiments d'intérêt, simultanément.

Les substances concernées par cette surveillance peuvent être en particulier :

- des PFAS retrouvés dans des sources mais jamais ou très rarement recherchés dans le milieu connexe (milieu récepteur), ou pas dans les sous-compartiments d'intérêt.
- des PFAS peu ou pas recherchés, mais dont le SO total élevé invite à explorer la question de l'occurrence.

Cette surveillance ne sera pas décrite dans chaque sous-compartiment. En revanche, les PFAS à considérer sont présentés dans tous les sous-compartiments (dont ceux de la classe de recherche 1) avec leur potentiel d'occurrence et leur potentiel de toxicité.

5.4.3 Seuils d'affectation d'une molécule à un type de surveillance

L'affectation d'une molécule à un type de surveillance dépend de la classe de recherche, puis au sein d'un groupe, de son classement au regard des informations associées à sa toxicité et à son occurrence.

Différents seuils de décision ont été proposés par le GT, appliqués systématiquement à chaque sous-compartiment. Les résultats ont ensuite été consolidés à l'échelle du compartiment (ou de certains sous-compartiments) pour assurer une cohérence.

Sur la base des travaux et des réflexions menés par le GT, la matrice de catégorisation pour les classes de recherche 4 à 6 présente des substances, fréquemment recherchées avec, pour certaines d'entre elles, des taux de quantification très faibles ou nuls (représentation en gris ou rouge dans les graphes). Des propositions de suppressions ont pu être faites. En effet, le GT a proposé de retirer des molécules de la surveillance sous réserve de s'être assuré que les données utilisées soient robustes, notamment au regard des conditions de réalisation des analyses (méthode, LOQ).

1. Choix des seuils ST

Comme discuté dans le chapitre 5.2 (Résultats de la matrice de toxicité), les PFAS dont le seuil de ST≤5 correspondent à des PFAS pour lesquels les informations sont absentes ou

lacunaires. Les PFAS dont le score ST≥19 sont des molécules pour lesquelles les faisceaux d'informations relatives à leur toxicité sont considérés comme suffisants (au moins un poids maximal pour un des scores intermédiaires ST1, ST2, ST3 ou ST4) pour déclencher une surveillance au niveau du sous-compartiment.

2. Choix des seuils SO

La notion de classe de recherche étant déjà un critère d'orientation d'une molécule vers l'un ou l'autre des types de surveillance, un seul seuil SO total a été sélectionné.

Sur la base de la distribution des données, le GT a arbitrairement retenu la valeur seuil SO total de 5 comme seuil au-delà duquel le faisceau de preuves sur la présence de la substance dans le sous-compartiment considéré était suffisant. En dessous de ce seuil, les preuves de présence de la substance dans le sous-compartiment sont considérées comme insuffisantes, souvent portées par une présence dans les autres sous-compartiments (SO3) et/ou dans les sources (SO4).

En complément, l'identification de la molécule dans une source (SO4) est utilisée comme élément complémentaire pour orienter des molécules vers une surveillance plus poussée.

3. Utilisation des seuils SO et ST pour affecter une molécule à un type de surveillance

Le Tableau 20 suivant résume l'affectation initiale des molécules selon les seuils proposés.

Tableau 20. Recommandations de surveillance en fonction des seuils pris en compte

Classes de recherche		1	2 et 3	4 à 6
SO≥5	ST<19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance exploratoire	Surveillance pérenne*
	ST≥19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + Surveillance exploratoire	Surveillance exploratoire	Surveillance pérenne*
SO<5	SO4>0 et ST<19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non dans la surveillance
	SO4>0 et ST≥19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + Surveillance exploratoire	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non de la surveillance
	SO4=0 et ST≤5	Pas de préconisation de surveillance		
	SO4=0 et 5<ST<19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + vérification des données existantes pour consolider le SO	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non de la surveillance
	SO4=0 et ST≥19	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes)	Surveillance localisée (sources+ milieux connexes) + Surveillance exploratoire dans les sous-compartiments où Nq>5	Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour consolider le SO et valider le maintien ou non de la surveillance

**Pour les compartiments air, sol et poussières, le corpus de données issues de la littérature française et/ou européenne est insuffisant pour recommander une surveillance pérenne. Une surveillance exploratoire est recommandée dans ces cas de figure.*

Un seuil d'occurrence SO≥5 entraine automatiquement l'inclusion d'une molécule dans la surveillance, soit exploratoire, soit pérenne (hors classe de recherche 1) et ce, quel que soit son ST. Pour les molécules non quantifiées des classes de recherche 4 à 6 identifiées dans le cadre de cet exercice initial, une exclusion de la surveillance est possible si la robustesse des résultats est vérifiée (notamment la LOQ).

Pour un SO<5, c'est le critère ST, combiné à la présence de la substance dans une source qui détermine la proposition de surveillance. Il est considéré que pour les classes de recherche 4 à 6, la recherche est suffisante : la consolidation des données disponibles (LOQ) permettra de confirmer le SO et de statuer sur le devenir de la molécule.

En l'absence de mesures dans le sous-compartiment d'intérêt (classe de recherche 1), l'action proposée pour toute molécule avec un SO<5 et un ST>5 est *a minima* son inclusion dans la surveillance localisée « sources et milieux connexes ».

Pour les molécules qui ont un score ST≥19, une surveillance exploratoire est proposée, dans le sous-compartiment, systématiquement si la molécule a déjà été retrouvée dans une source (SO4>0) ou lorsqu'elle a déjà été mesurée plus de 5 fois dans le sous-compartiment (Nq>5)

A ce stade, les molécules avec un SO<5 dont un SO4=0, et ST≤5 ne font pas l'objet de préconisation de surveillance, en l'absence totale d'informations.

Cette affectation initiale est uniquement liée aux données utilisées pour établir les critères ST et SO et donc très impactée par les données disponibles au moment de l'étude. Comme déjà signalé, les niveaux de surveillances étant très hétérogènes, les choix des molécules sont parfois peu étayés, menant à des résultats entre sous-compartiments parfois peu cohérents avec la connaissance actuelle sur les PFAS. De plus, les évolutions rapides de connaissances sur les derniers mois n'ont pu être prises en compte dans ce travail.

Par ailleurs, les méthodes d'analyses actuelles permettent d'analyser simultanément certaines molécules appartenant aux mêmes groupes chimiques sans difficulté. De ce fait, élargir la liste des molécules recherchées au groupe entier de molécules a semblé pertinent, afin d'améliorer la connaissance et de renforcer la robustesse des évaluations futures. Cela concerne les PFAS les plus connus des familles PFCA/PFSA qui sont analysables simultanément sans difficulté particulière pour la majorité des matrices. Ils sont référencés selon leur longueur de chaine dans le Tableau **37** en annexe 9.

Pour cela, après la description des molécules identifiées par sous-compartiment, l'homogénéisation des propositions de surveillance par compartiment (quand cela semblait pertinent) ou entre matrices (ex : biote commun aux compartiments "milieux aquatiques" et Alimentation) est proposé pour définir une liste de molécules par type de surveillance et par sous-compartiment.

6 Résultats par compartiment et recommandations de surveillance

Les résultats de la catégorisation sont présentés sous forme de graphiques pour chacun des sous-compartiments et sont partie intégrante des recommandations issues des travaux du GT. Pour chaque sous-compartiment, une liste non hiérarchisée de PFAS est proposée pour les différents types de surveillance. Toutes les recommandations associées aux substances sont consultables en annexe 8 y compris celles non commentées ci-après.

6.1 Compartiment " Alimentation "

Pour rappel, le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023 établit des teneurs maximales en PFAS dans certaines denrées alimentaires d'origine animale (poissons, mollusques, crustacés, œufs, viande et abats d'animaux de boucherie, de volailles et de gibier). Ainsi, pour chacune de ces denrées alimentaires, 5 teneurs maximales sont établies : 4 teneurs maximales individuelles (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) et une teneur maximale pour la somme de ces 4 PFAS.

De plus, le 24 août 2022, la Commission européenne a émis la Recommandation (UE) 2022/1431 qui recommande aux États membres de surveiller la teneur en PFAS des denrées alimentaires au cours des années 2022 à 2025 tels que le PFBA, le PFPeA, le PFHxA, le PFHpA, le PFDA, le PFUnDA, le PFDoDA, le PFTrDA, le PFTeDA, le PFBS, le PFPS, le PFHpS , le PFNS, le PFDS, le PFUnDS, le PFDoDS, le PFTrDS, le PFOSA (=FOSA dans ces travaux), y compris dans des denrées d'origine végétale.

La surveillance de ce compartiment nécessite d'une part une surveillance « nationale », homogène sur le territoire (proposée ici), qui doit être complétée de surveillances adaptées au contexte spécifique de la zone impactée (en fonction des sources en PFAS identifiées). Pour ce deuxième point, les résultats des graphiques décrivant les PFAS en classe de recherche 1 pourront être exploités.

Les spécificités de chaque sous-compartiment sont mentionnées ci-après.

Seul le sous-compartiment "viandes", parmi les sous-compartiments de l'alimentation, présente des substances en classe de recherche 6 (plus de 799 recherches).

Les sous-compartiments "alimentation infantile", "fruits, légumes et dérivés", "laits et produits laitiers", "œufs et ovoproduits" et "poissons et produits de la mer" présentent des substances entrant dans la classe de recherche 5 avec plus de 159 recherches pour certaines d'entre elles.

6.1.1 Alimentation infantile

Les Figure 8 et Figure 9 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "alimentation infantile", pour les classes de recherche 1 à 6.

Le score d'occurrence est assez faible pour ce sous-compartiment compte-tenu du faible pourcentage de quantification malgré le nombre de recherches observées pour les molécules de la catégorie « classe de recherche 4 à 6 ». Ainsi, PFBA, PFBS, PFDA, PFDoDA, PFDS,

PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFOSi, PFPeA, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA ont été très recherchés dans ce sous-compartiment mais n'ont quasiment jamais été quantifiés.

Une surveillance pérenne est proposée pour les molécules de la catégorie « classe de recherche 4 à 6 », soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS.

Pour cette même classe de recherche, il conviendra de vérifier les données de surveillance existantes pour le PFOSi (notamment en termes de LOQ) pour consolider le SO et valider sa non-inclusion dans la surveillance (SO=0, ST=20).

Concernant les « classes de recherche 2 à 3 », une surveillance exploratoire est recommandée pour le PFPeS et une surveillance localisée sur les sources et milieux connexes pour les 3 autres PFSA de cette classe de recherche (PFDoDS, PFUnDS, PFNS) ainsi que pour PFTrDS, DONA, 11Cl-PFOUdS, 9Cl-PFONS et GenX combinée avec une surveillance exploratoire pour PFDoDS, PFNS, DONA et GenX du fait de leur présence dans les sources et de leur possibilité de transfert à d'autres milieux. Il est recommandé d'acquérir des données relatives à la toxicité du PFUnDS du fait de son ST égal à 5. Cette recommandation vaut pour l'ensemble des sous-compartiments de l'alimentation, les données de toxicité étant intrinsèques à la substance et indépendantes du sous-compartiment.

Les 6:2 FTSA, FOSA et EtFOSA non recherchés dans ce sous-compartiment (classe 1), mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle (SO≥5), sont proposés pour une surveillance exploratoire combinée à une surveillance des sources et milieux connexes.

Pour les autres substances non recherchées dans ce sous-compartiment, une surveillance localisée des sources potentielles de contamination est recommandée à l'exception des substances ayant des SO<5 et ST<19 pour lesquelles il n'est fait aucune recommandation de surveillance.

Ce sous-compartiment "alimentation infantile" est très hétérogène, les matières premières les composant peuvent être très diverses, ce qui peut justifier d'une attention particulière. Les données sont analysées en lien avec les autres sous-compartiments alimentaires ou le biote.

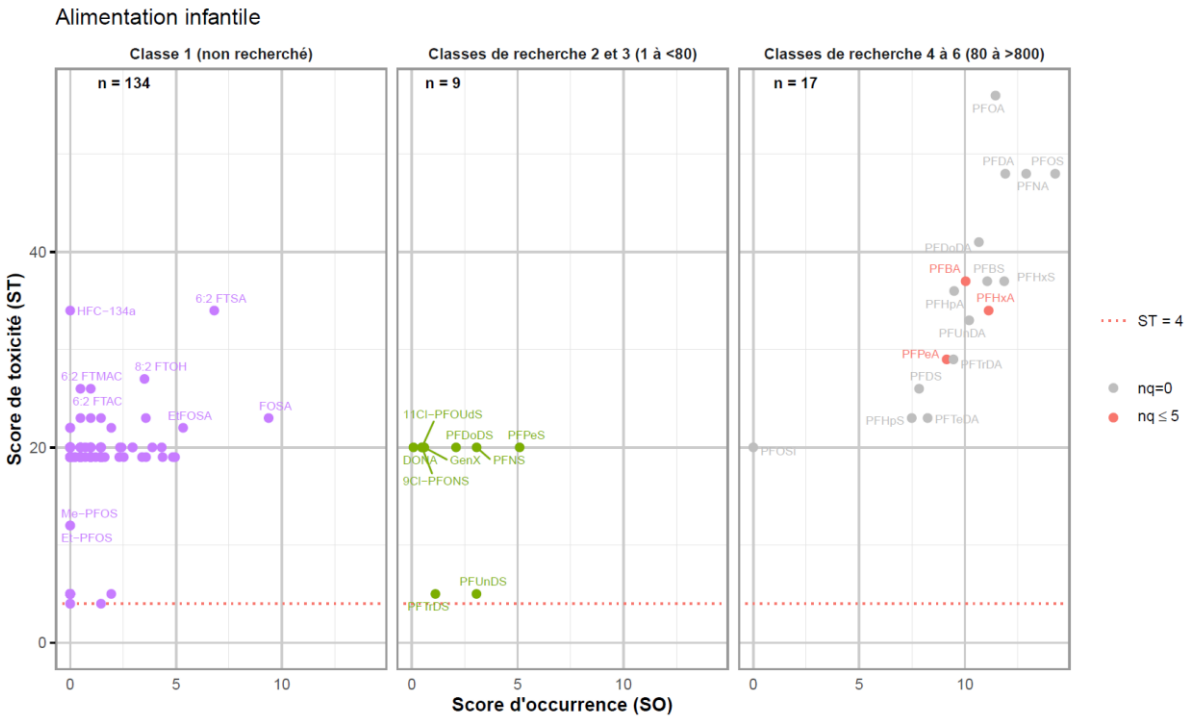


Figure 8. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Alimentation infantile »

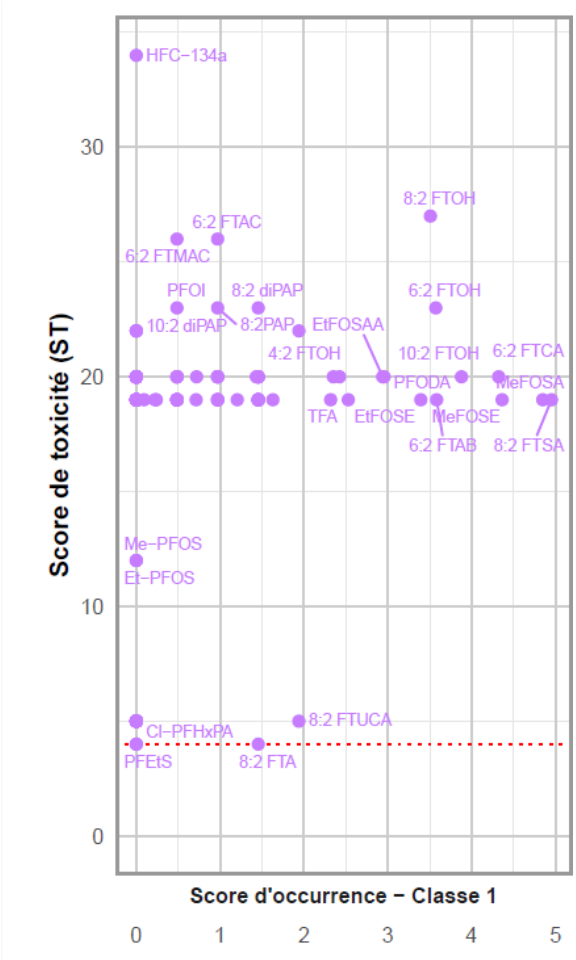


Figure 9. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Alimentation infantile », échelle rapprochée pour la classe 1

6.1.2 Boissons

Les Figure 10 et Figure 11 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "boissons", pour les classes de recherche 1 à 6.

Ce sous-compartiment est caractérisé par un manque de surveillance (absence de molécules en « classe 4 à 6 ») ; aucune substance n'a été recherchée plus de 79 fois. De plus, ce sous-compartiment est très hétérogène car les ingrédients et matières premières sont très divers, ce qui nécessite une attention particulière, en lien avec les autres sous-compartiments alimentaires. Les PFBA, PFBS, PFDA, PFDoDA, PFDS, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFNA, PFOA, PFPeA, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA ont été recherchés mais n'ont jamais été quantifiés. Ces substances ont un ST compris entre 23 et 56.

Parmi les substances recherchées (classes de recherche 2 à 3), seuls le PFHxS et le PFOS ont été quantifiés quelques fois et ont un ST respectif de 37 et 48.

En l'absence d'une surveillance suffisante pour ce compartiment, une surveillance exploratoire est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche de 2 et 3 », soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS ainsi que l'EtFOSA.

L'EtFOSE a été recherché (classe de recherche 2 à 3) mais n'a pas été quantifié. Au regard de son ST de 19, il est recommandé une surveillance localisée des sources et des milieux connexes pour cette substance

Les 6:2 FTSA et FOSA, non recherchés dans ce compartiment, mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle (SO≥5), devraient être intégrés à une surveillance localisée des sources et des milieux connexes combinée à une surveillance exploratoire.

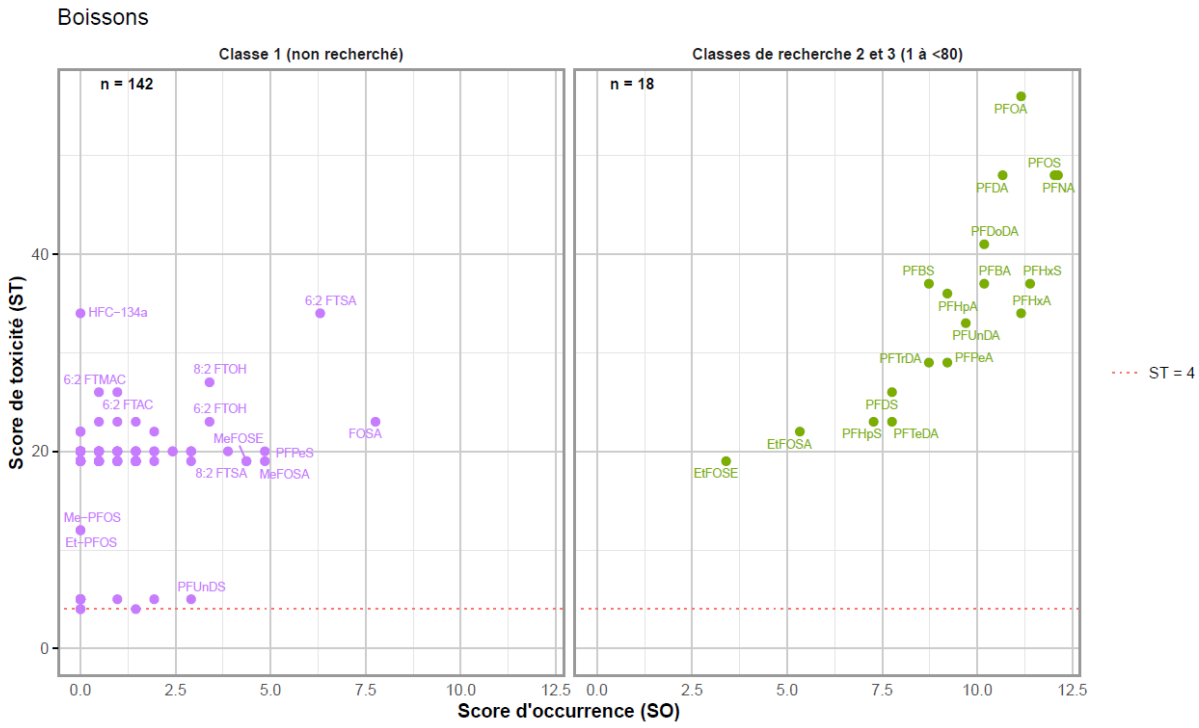


Figure 10. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Boissons »

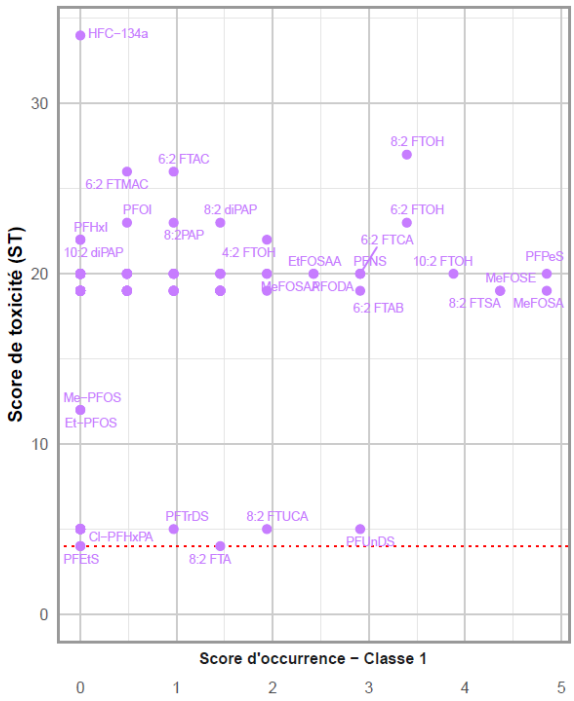


Figure 11. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Boissons », échelle pour la classe 1

6.1.3 Céréales et légumineuses

Les Figure 12 et Figure 13 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "céréales et légumineuses", pour les classes de recherche 1 à 6.

Ce sous-compartiment est caractérisé par un manque de surveillance (absence de molécules en « classe 4 à 6 »), aucune substance n'a été recherchée plus de 79 fois. Les 6:2 FTSA, PFBA, PFBS, PFHpA, PFHxA, PFHxS, PFOS, PFPeA, PFNA, PFPeS ont été quantifiés au moins une fois dans ce sous-compartiment.

En l'absence de surveillance suffisante pour ce compartiment, une surveillance exploratoire est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche de 2 et 3 », soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS ainsi que l'EtFOSA, le FOSA et le 6:2 FTSA.

Une surveillance localisée des sources et milieux connexes est recommandée pour les autres PFAS de cette classe de recherche : PFUnDS, 11Cl-PFOUdS, 5:3 FTCA, 9Cl-PFONS, EtFOSE, PFTrDS, PFDoDS, PFPeS, PFNS, 10:2 FTSA, 4:2 FTSA, 6:2 FTAB, 6:2 FTCA, 6:2 FTOH, DONA et GenX associée à une surveillance exploratoire pour les 10 derniers.

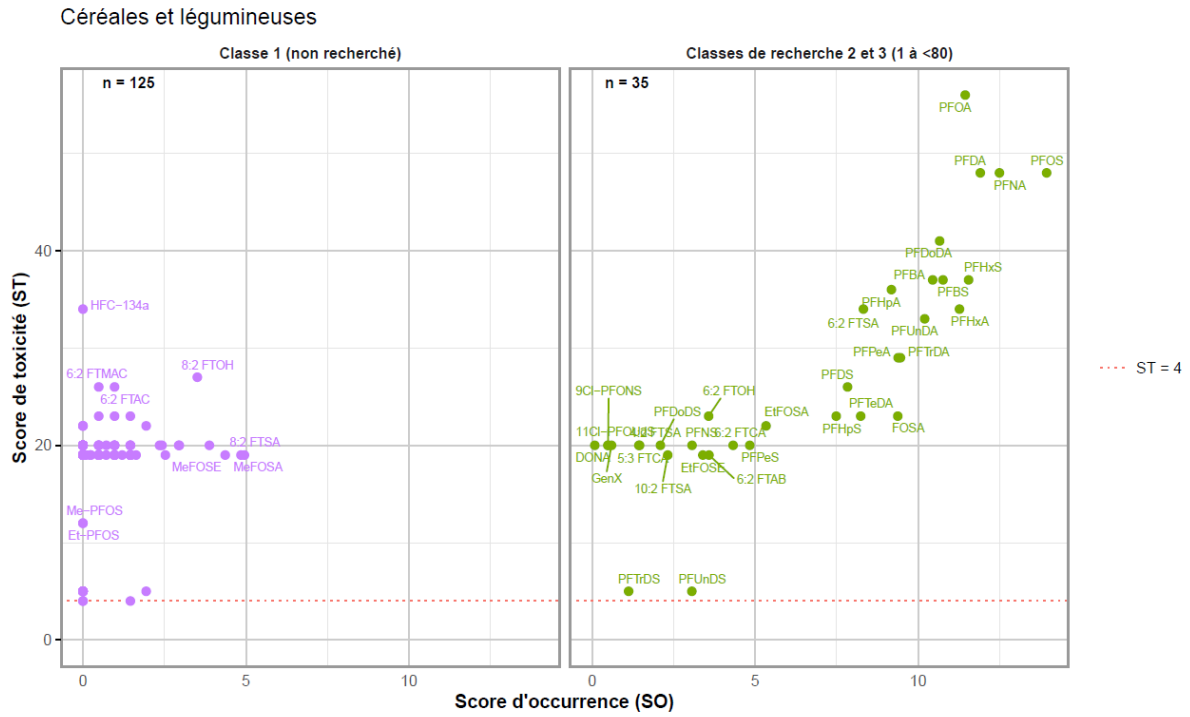


Figure 12. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Céréales et légumineuses »

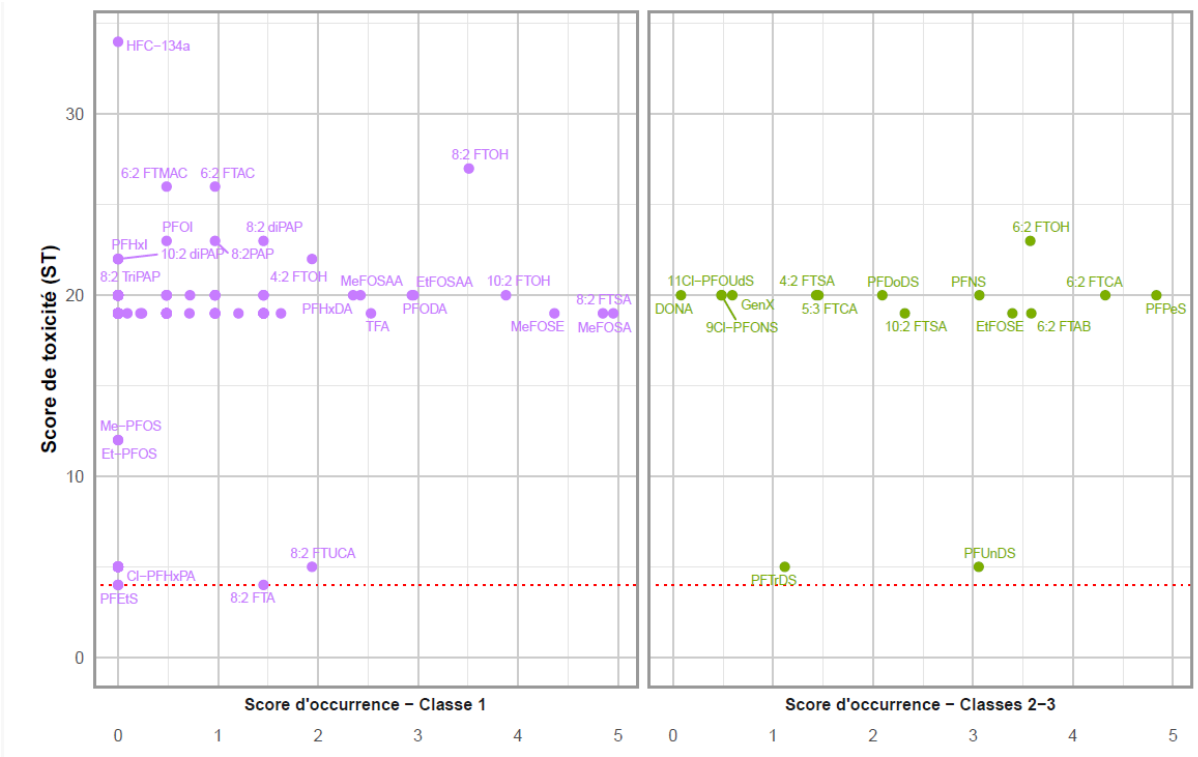


Figure 13. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Céréales et légumineuses », échelle rapprochée pour les classes 1, 2 et 3

6.1.4 Fruits, légumes et dérivés

Figure 14 et Figure 15 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "fruits, légumes et dérivés", pour les classes de recherche 1 à 6.

Les 10:2 FTSA, 11Cl-PFOUdS, 5:3 FTCA, 6:2 FTOH, 9Cl-PFONS, DONA, EtFOSA, EtFOSE, FOSA, GenX, PFDoDS, PFDS, PFHpS, PFTrDS, ont été recherchés plus de 79 ou 159 fois sans être quantifiés ou une seule fois comme les PFNS, PFTeDA et PFUnDS.

En revanche, les 6:2 FTAB, 6:2 FTSA, PFBA, PFBS, PFHpA, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFPeA, PFUnDA ont été très recherchés et quantifiés plus de 20 fois.

Une surveillance pérenne est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche 4 à 6 » soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS ainsi que pour le 6:2 FTAB, 6:2 FTCA et le 6:2 FTSA.

Les molécules FOSA, EtFOSA, sont d'intérêt mais avec un score d'occurrence intermédiaire, non porté par les données de surveillance existantes. La mise en place d'une surveillance pérenne est également proposée.

Il convient d'évaluer la pertinence du maintien de la surveillance pour des substances très recherchées telles que le PFDoDS, PFNS 10:2 FTSA, 11Cl-PFOUdS, 5:3 FTCA, 6:2 FTOH, 9Cl-PFONS, DONA, EtFOSE et GenX.

Seuls le PFOSi et le 4:2 FTSA font partie de la classe de recherche 2-3. Ces substances n'ont jamais été retrouvés, et ont un SO total de 0 et 1,4, respectivement, montrant le niveau d'information limité concernant leur occurrence. A ce stade, il est recommandé une surveillance localisée des sources et milieux connexes pour ces 2 PFAS, associée à une surveillance exploratoire pour le 4:2 FTSA du fait de sa présence potentielle dans les sources (SO4>0) et autres sous-compartiments.

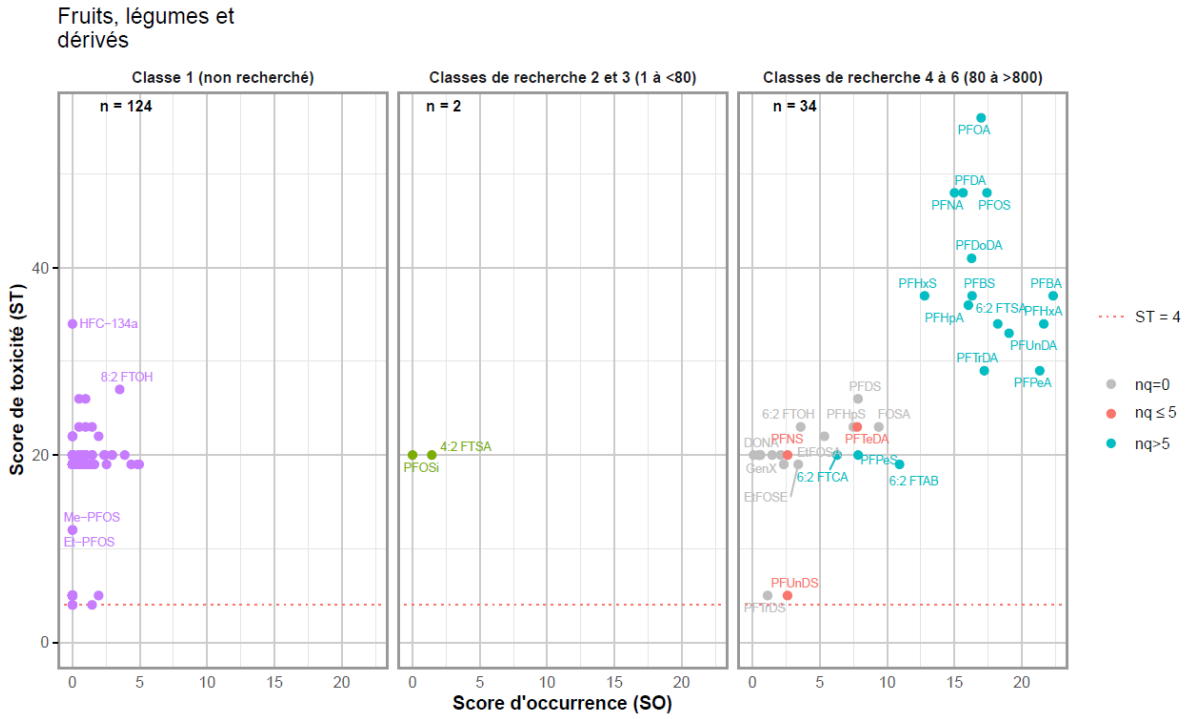


Figure 14. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Fruits, légumes et dérivés »

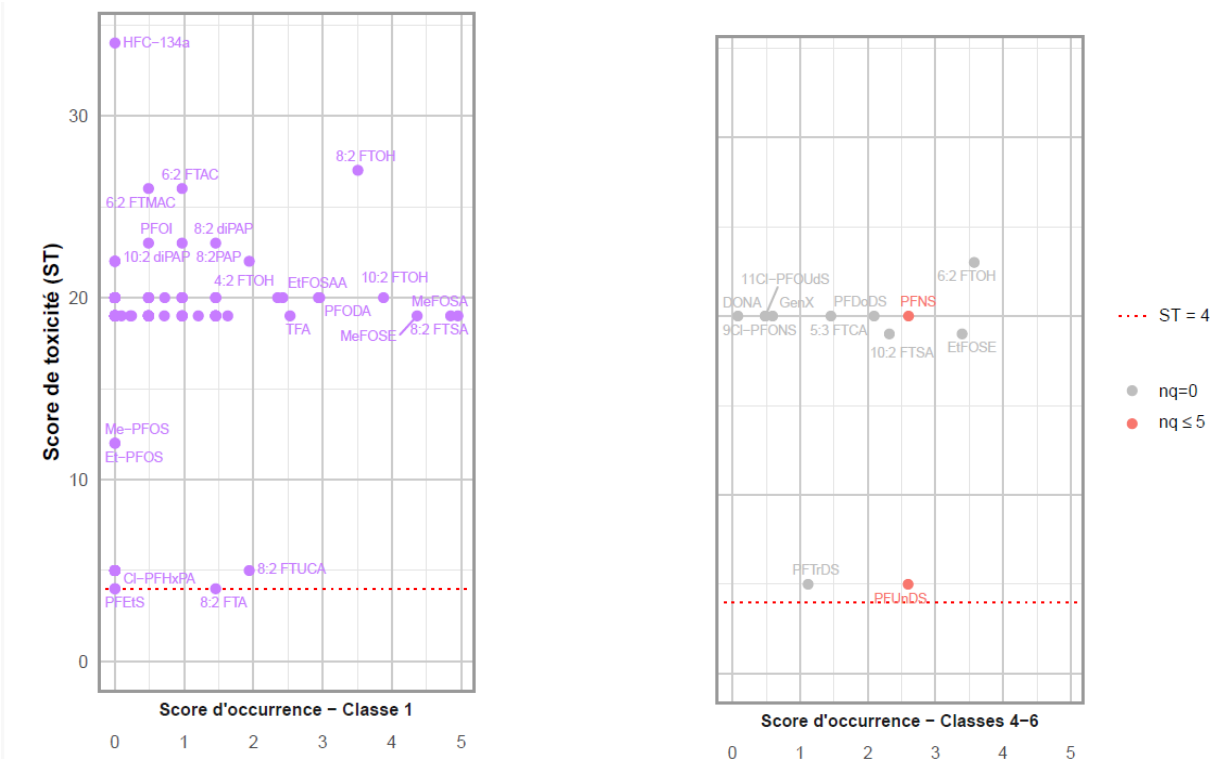


Figure 15. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Fruits, légumes et dérivés », échelle rapprochée pour les classes 1 et 4 à 6

6.1.5 Lait et produits laitiers

Ce sous-compartiment comporte des matrices complexes à analyser du fait de leur composition en protéines, matières grasses et sucres. Les Figure 16 et Figure 17 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "lait et produits laitiers" pour les classes de recherche 1 à 6.

Les EtFOSA, EtFOSE, PFBA, PFBS, PFDA, PFDoDA, PFDS, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFOA, PFPeA, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA ont été très recherchés mais pas ou très peu quantifiés. Les PFHxS, PFNA et le PFOS ont été quantifiés une dizaine de fois.

Une surveillance pérenne est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche de 4 à 6 » soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS et le PFOS ainsi que le l'EtFOSA.

Une surveillance localisée des sources combinée à une surveillance exploratoire est proposée pour les PFPeS, 6:2 FTSA, et FOSA, non recherchés dans ce compartiment, mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle dans les sources et les autres sous-compartiments (SO3 et SO4).

Les PFOSi et PFPA ont été peu recherchés (classe de recherche 2 et 3), jamais retrouvés avec un niveau d'information limité quant à leur occurrence (SO total=0). Il est recommandé une surveillance localisée des sources et des milieux connexes pour ces 2 substances.

Concernant les PFPeS, 6:2 FTSA et FOSA, substances non recherchées dans ces matrices alimentaires mais avec des preuves de présence dans les sources et autres sous-compartiments (SO>=5), il est préconisé une surveillance localisée des sources et des milieux connexes associée à une surveillance exploratoire.

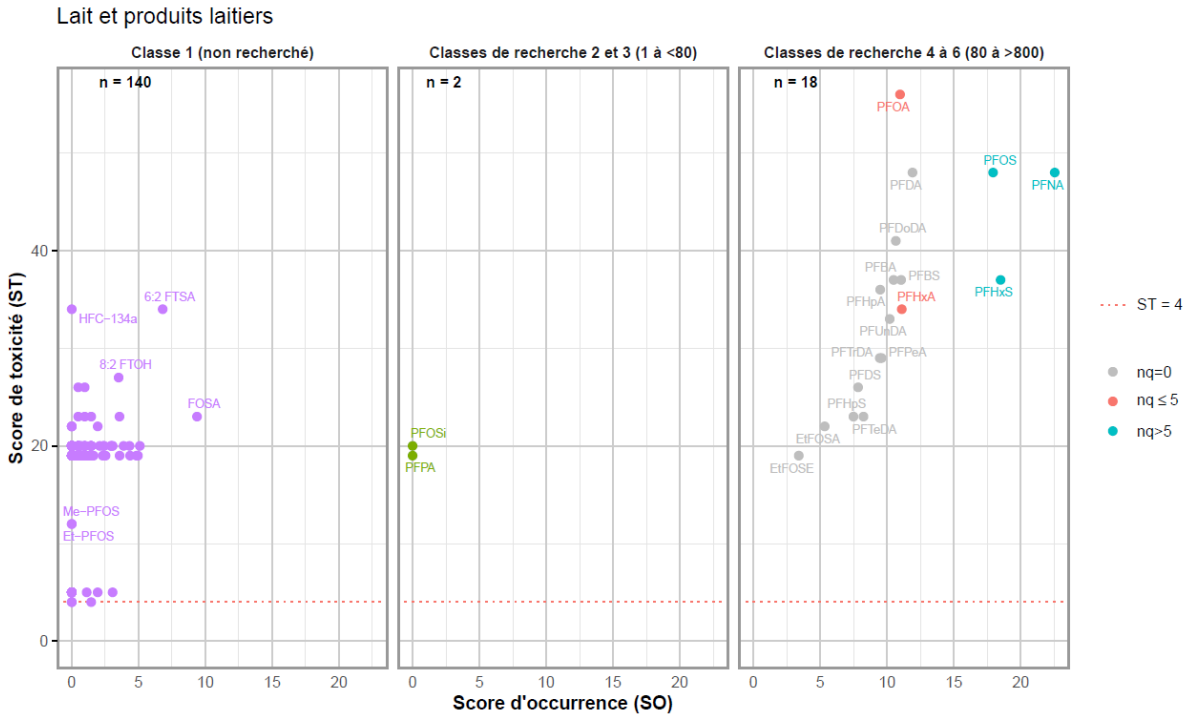


Figure 16. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait et produits laitiers »

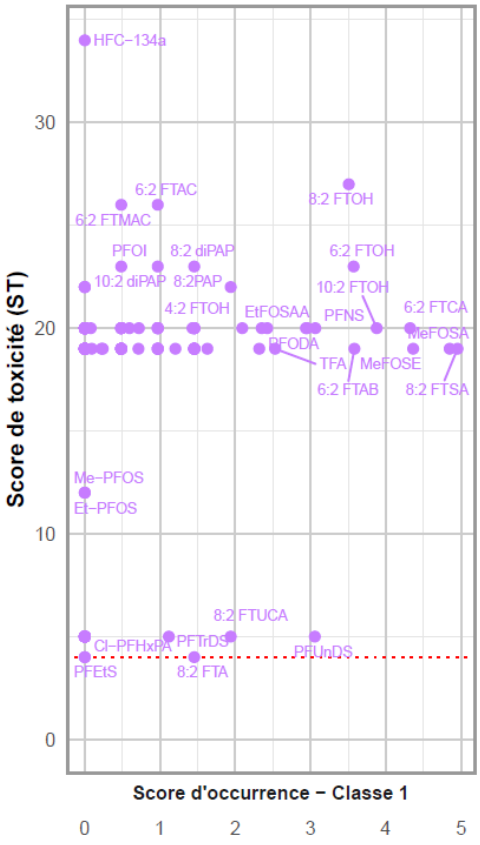


Figure 17. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait et produits laitiers », échelle rapprochée pour la classe 1

6.1.6 Lait maternel

La contamination de la population française par les PFAS (PFCA, PFSA et sulfamides d'alkyls perfluorés) a été rapportée par l'étude pilote Elfe. Ces résultats justifient la surveillance de la contamination du lait maternel par les PFAS, mise en évidence par Antignac et al. (2013). Ce sous-compartiment n'est actuellement pas surveillé, les données provenant uniquement de la littérature comme le montre le graphique de contribution au SO total (Figure 20). Du fait de la complexité de la matrice, il sera nécessaire d'être particulièrement attentif aux performances des méthodes d'analyse (LOQ). Les Figure 18 et Figure 19 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "lait maternel", pour la classe 1.

Pour les substances avec les scores d'occurrence les plus élevés (SO>=5, avec notamment des quantifications issues de la littérature), il est proposé une surveillance exploratoire des PFAS suivants : PFOS, PFNA, PFOA, PFHxS, PFDA, PFHxA, PFBS, PFBA, PFUnDA, PFDoDA, PFPeA, PFHpA, PFTrDA, FOSA, PFTeDA, PFHpS, PFDS, 6:2 FTSA, EtFOSA et PFPeS.

Compte-tenu de l'enjeu de cette matrice (matrice alimentaire d'une part et matrice biologique dans le cadre de la biosurveillance d'autre part), une surveillance exploratoire est proposée dans le cadre du suivi de l'imprégnation de la population. Cette liste est à rapprocher de celle préconisée pour la biosurveillance.

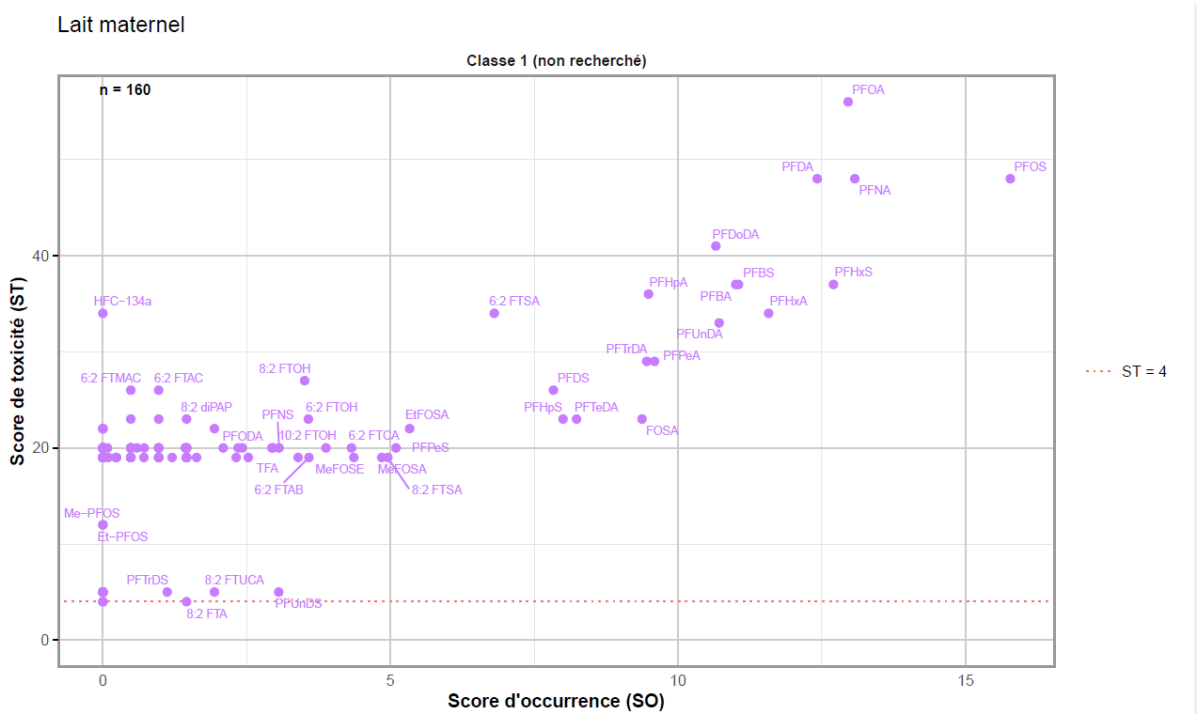


Figure 18. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait maternel »

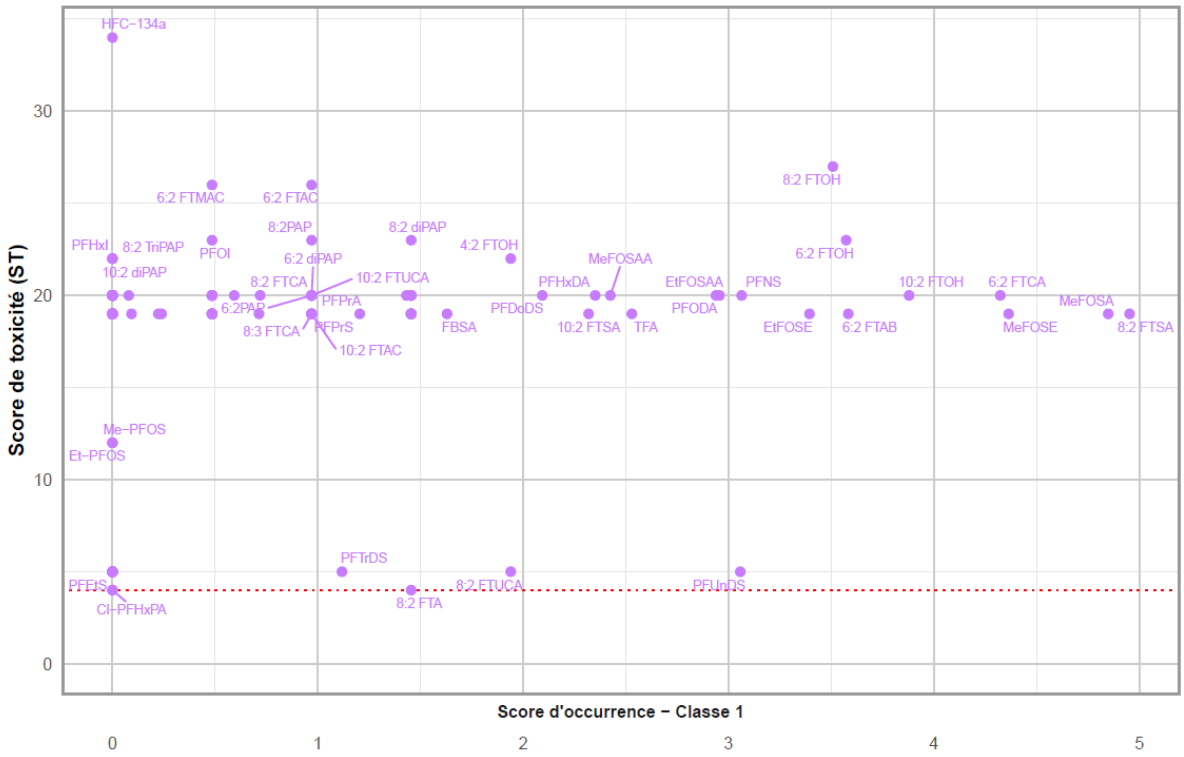


Figure 19. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Lait maternel », échelle rapprochée pour la classe 1

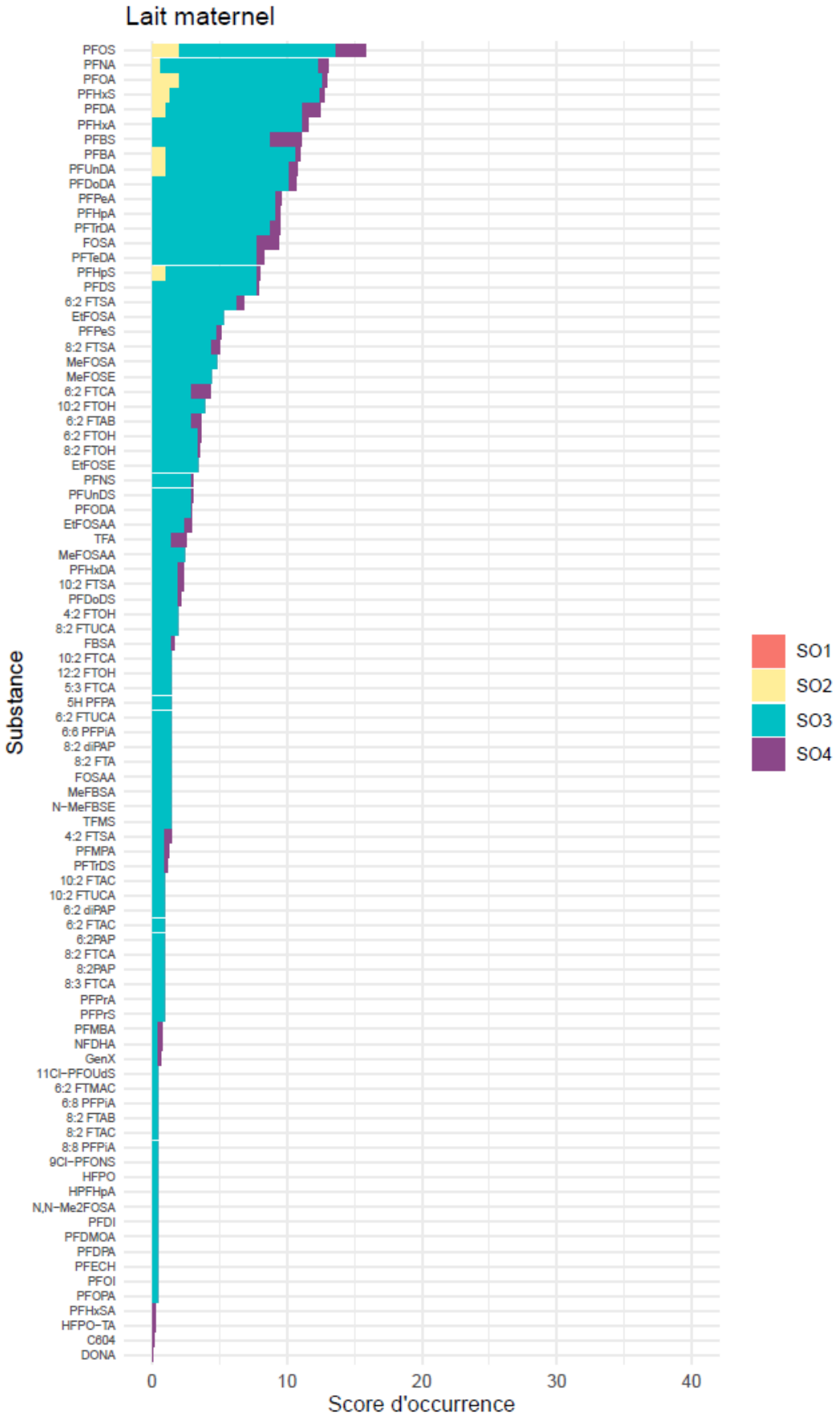


Figure 20. Contribution au SO total pour le sous-compartiment « Lait maternel »

6.1.7 Miel et sucres

Ce sous-compartiment est actuellement peu surveillé concernant les PFAS (moins de 30 recherches dans les BDD, classe de recherche 2). Seul le PFHxA a été quantifié 2 fois dans ce sous-compartiment. Les Figure 21 et Figure 22 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "miel et sucres", pour les classes 1 à 3.

Il est recommandé une surveillance exploratoire pour les PFAS suivants : PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS ainsi que l'EtFOSA.

Une surveillance localisée des sources et des milieux connexes est recommandée pour l'EtFOSE (classe de recherche 2-3), PFPeS, FOSA et le 6:2 FTSA (classe de recherche 1), substances très peu ou pas recherchées dans ce sous-compartiment mais pour lesquelles des preuves de présence existent.

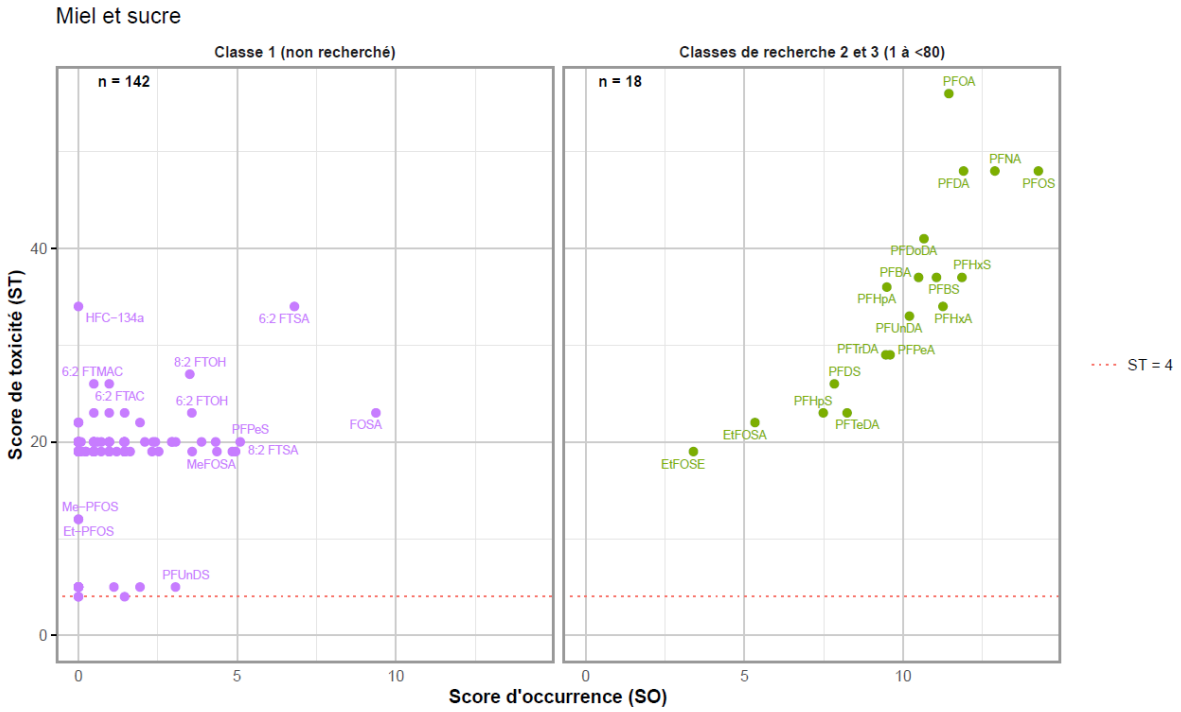


Figure 21. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Miel et sucres »

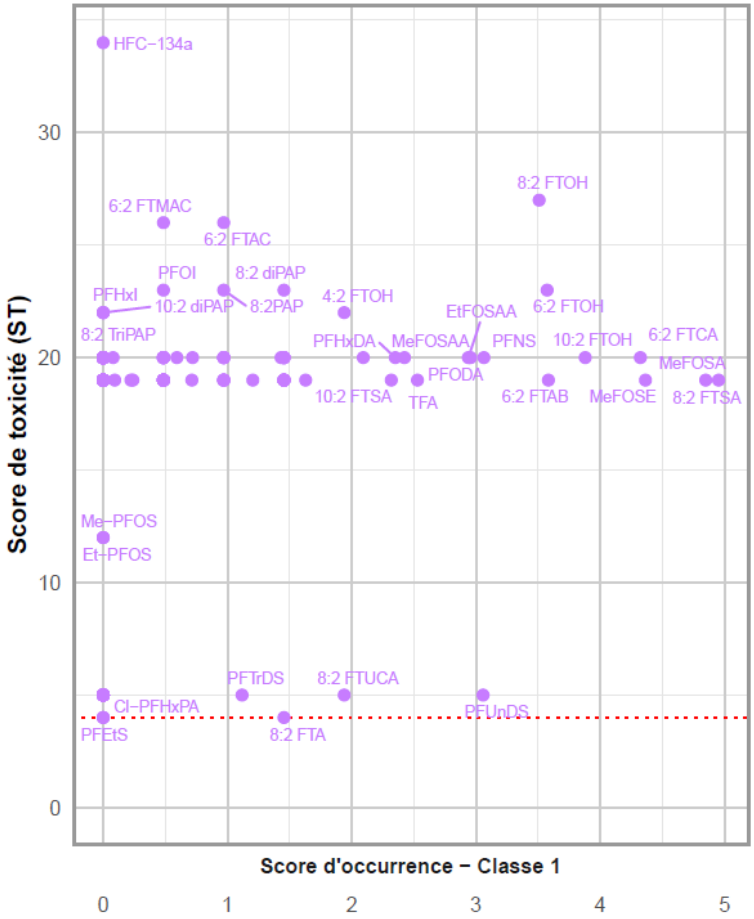


Figure 22. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Miel et sucres », échelle rapprochée pour la classe 1

6.1.8 Œufs et ovoproduits

Les Figure 23 et Figure 24 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "œufs et ovoproduits", pour les classes de recherche 1 à 6.

Les PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFHxS, PFHpS, PFOS ont été très recherchés et quantifiés entre 72 et 187 fois.

En revanche, les PFPeA, PFHxA, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFBS, PFPeS, PFNS, 11Cl-PFOUdS, 9Cl-PFONS, DONA, GenX, PFTrDS ont été très recherchés et pas ou peu quantifiés (moins de 10 fois).

Une surveillance pérenne est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche 4 à 6 » soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS et PFOS.

Une surveillance exploratoire est proposée pour l'EtFOSA peu recherché (classe de recheche 2-3) mais avec des preuves de présence dans les autres sous-compartiments.

Une surveillance localisée des sources et milieux connexes est préconisée pour les autres PFAS de cette classe de recherche, soit EtFOSE, PFOSi et PFPA.

Pour les 6:2 FTSA, et FOSA, non recherchés dans ce compartiment, mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle dans les sources, il est recommandé une surveillance localisée des sources associée à une surveillance exploratoire.

Les PFUnDS, PFDoDS, PFPeS, PFNS, 11Cl-PFOUdS, 9Cl-PFONS, DONA, GenX et PFTrDS ont été très recherchés mais n'ont jamais été quantifiés (sauf 2 fois pour le PFPeS) : sous réserve de la vérification des données de surveillance existantes et l'adéquation des LOQ par rapport aux objectifs, il n'est pas nécessaire de les surveiller hors contexte de pression/contamination caractérisée (PCC).

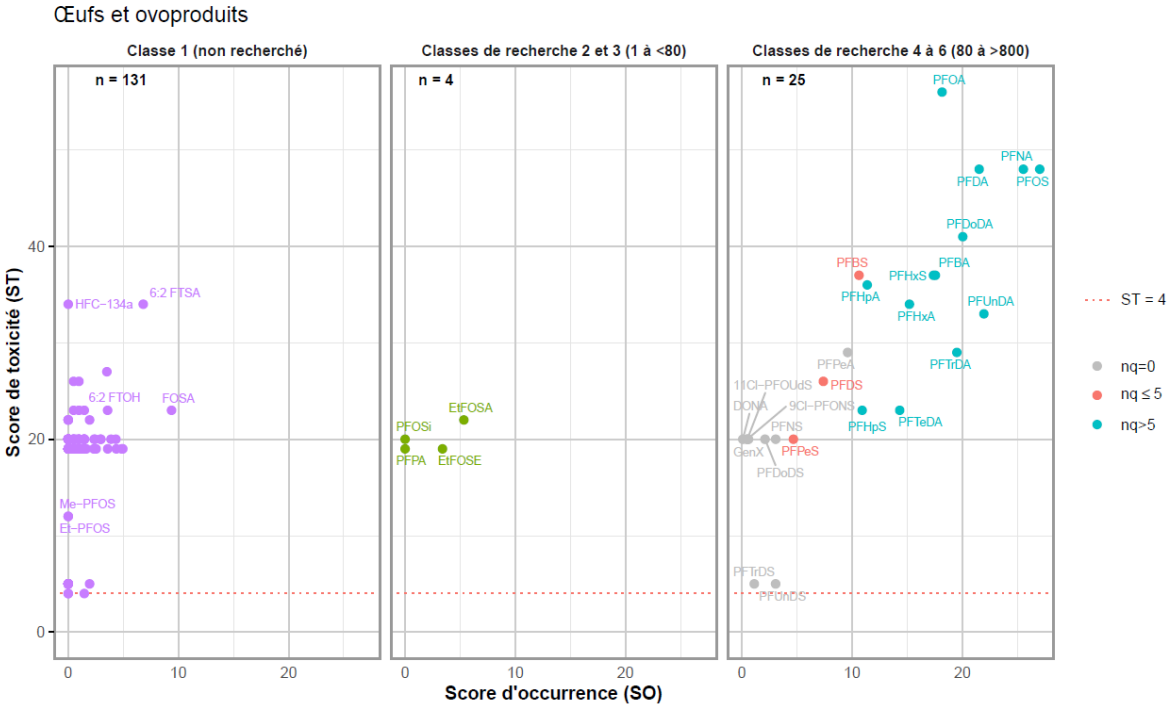


Figure 23. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Œufs et ovoproduits »

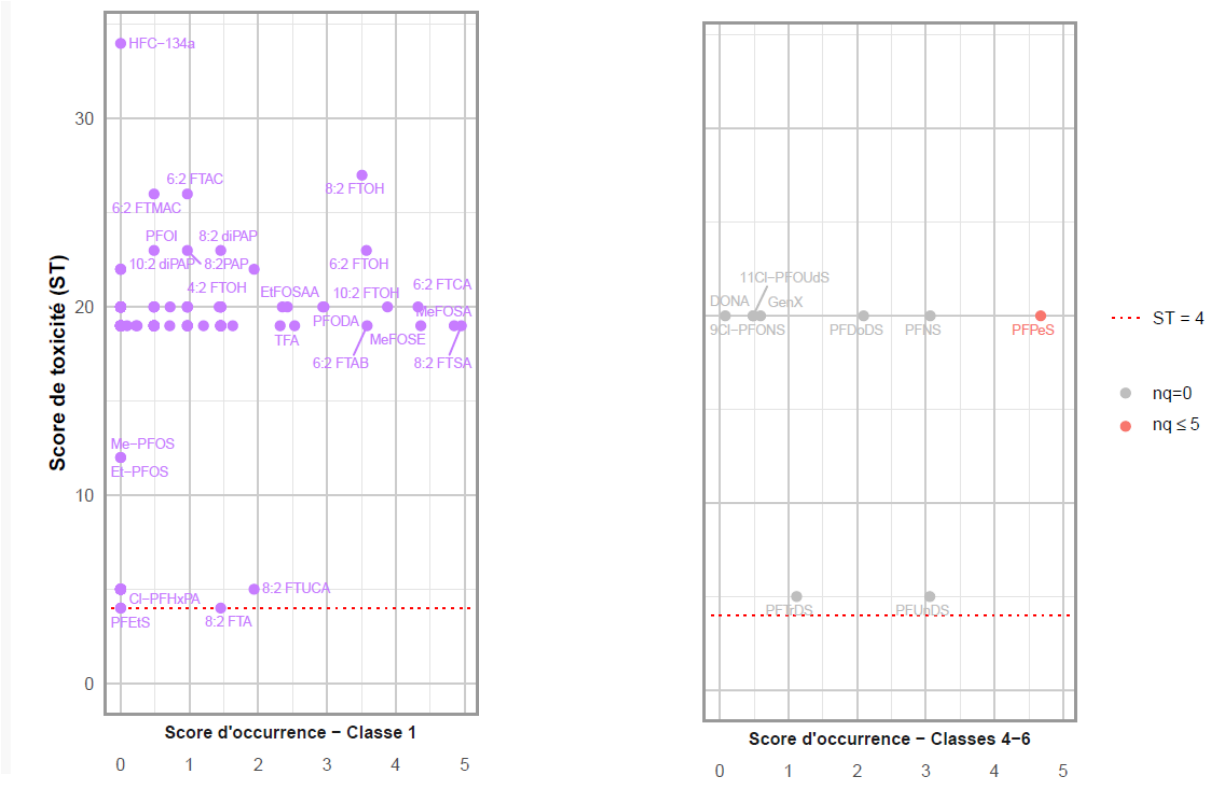


Figure 24. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Œufs et ovoproduits », échelle rapprochée pour les classes 1 et 4 à 6

6.1.9 Poissons et produits de la mer

Il s'agit d'un sous-compartiment particulièrement surveillé, avec certaines substances quantifiées plus de 100 fois comme les PFDA, PFDoDA, PFNA, PFOS, PFTrDA et PFUnDA. Les Figure 25 et Figure 26 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "poissons et produits de la mer", pour les classes de recherche 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche 4 à 6 » soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS et PFOS. Pour cette même classe de recherche, il est préconisé la vérification des données de surveillance existantes pour les PFDoDS, PFUnDS, PFPeS et PFNS (notamment la LOQ) pour évaluer la pertinence de leur maintien dans la surveillance. C'est également le cas pour d'autres molécules très recherchées et non quantifiées et pour certaines, avec aucune preuve de présence potentielle dans les sources (PFOSi, PFPA, DONA, 11Cl-PFOUdS, 9Cl-PFONS, GenX, PFTrDS). Le PFTrDS est retrouvé en classe de recherche 5 (plus de 159 recherches) mais n'a jamais été quantifié. Il a un ST de 5, soit un manque d'information sur sa toxicité. Il est donc recommandé d'acquérir des données de toxicité pour cette substance.

Une surveillance exploratoire est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche 2 à 3 » soit les PFHxDA, PFODA, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, FOSA, EtFOSA, EtFOSAA, MeFOSAA, 6:2 FTAB et 6:2 FTCA.

Il est proposé une surveillance localisée des sources et des milieux connexes est préconisée pour les 4:2 FTSA, 6:2 FTOH, 8:2 diPAP, EtFOSE, MeFOSA et 6:2 FTI qui ont tous été

recherchés (moins de 30 fois) sans être quantifiés et pour HFPO, quantifié 3 fois dans ce sous-compartiment. Pour les 4:2 FTSA et 6:2 FTOH, il est également recommandé d'y associer une surveillance exploratoire du fait des preuves de leur présence dans les sources.

Les FTOH ont été identifiés comme d'intérêt dans ce sous compartiment. La question de leur métabolisation, et donc de l'identification des métabolites pertinents à rechercher est à explorer pour les inclure dans la surveillance.

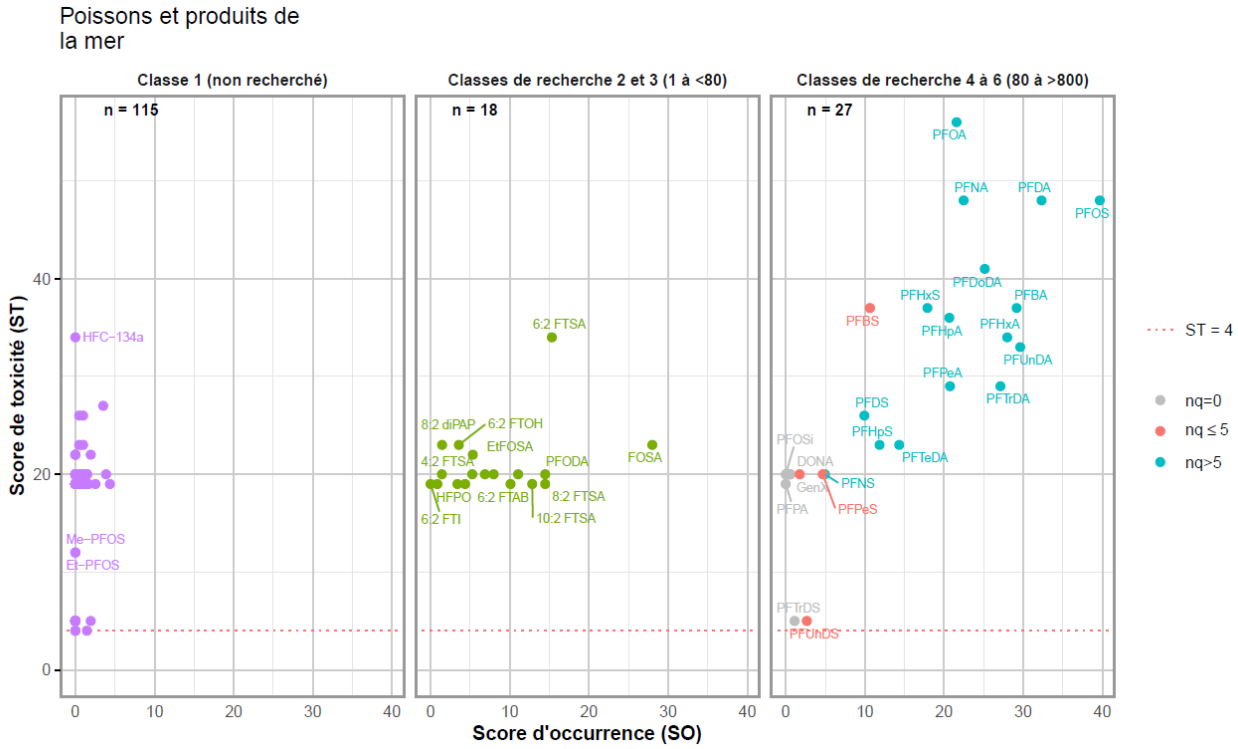


Figure 25. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Poissons et produits de la mer »

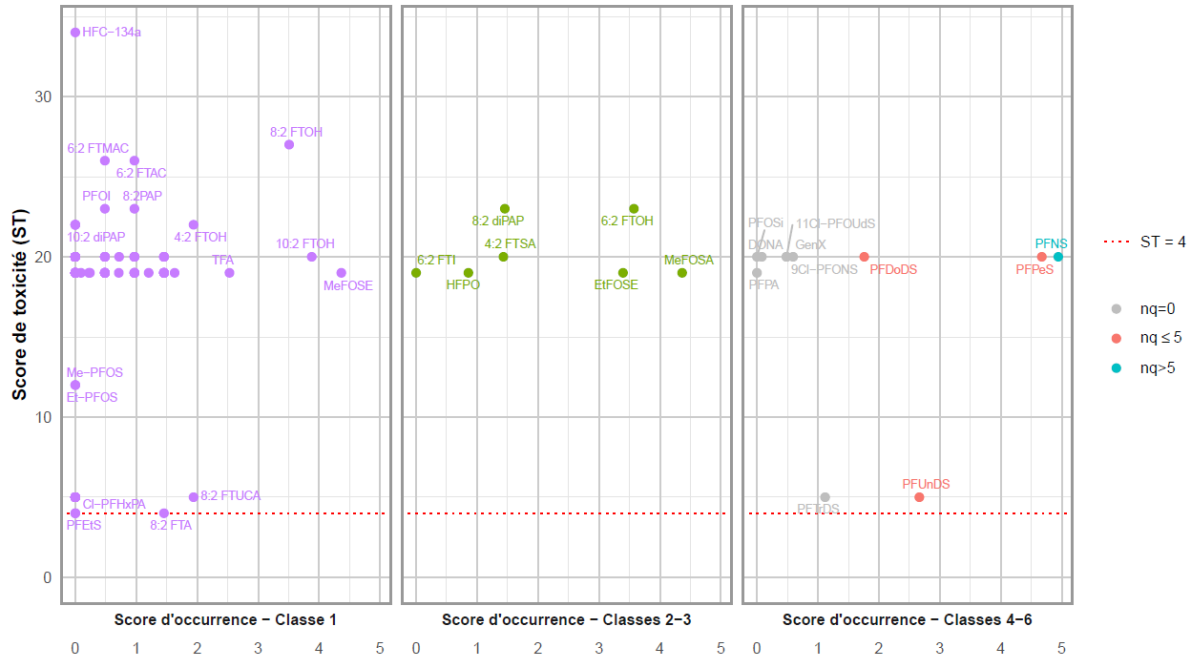


Figure 26. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Poissons et produits de la mer, échelle rapprochée pour les classes 1, 2-3 et 4 à 6

6.1.10 Produits de panification, pâtisseries et biscuits

Ce sous-compartiment est caractérisé par un manque de surveillance (absence de molécules en « classe 4 à 6 »), aucune substance n'a été recherchée plus de 79 fois. Les Figure 27 et Figure 28 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "produits de panification, pâtisseries et biscuits", pour les classes 1 à 3.

Les EtFOSA, EtFOSE, PFBA, PFBS, PFDA, PFDoDA, PFDS, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFPeA, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA ont été recherchés mais n'ont jamais été quantifiés.

Une surveillance exploratoire est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche 2 à 3 », soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS et l'EtFOSA.

Il est recommandé une surveillance localisée des sources et des milieux connexes pour les 6:2 FTSA, PFPeS et FOSA (classe de recherche 1, ST≥19 et SO≥5), et pour l'EtFOSE (Classe de recherche 2-3, ST≥19 et SO<5), pas ou peu recherchés dans ce compartiment mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle dans les sources. Cette surveillance doit être associée à une surveillance exploratoire pour les 6:2 FTSA, PFPeS et FOSA.

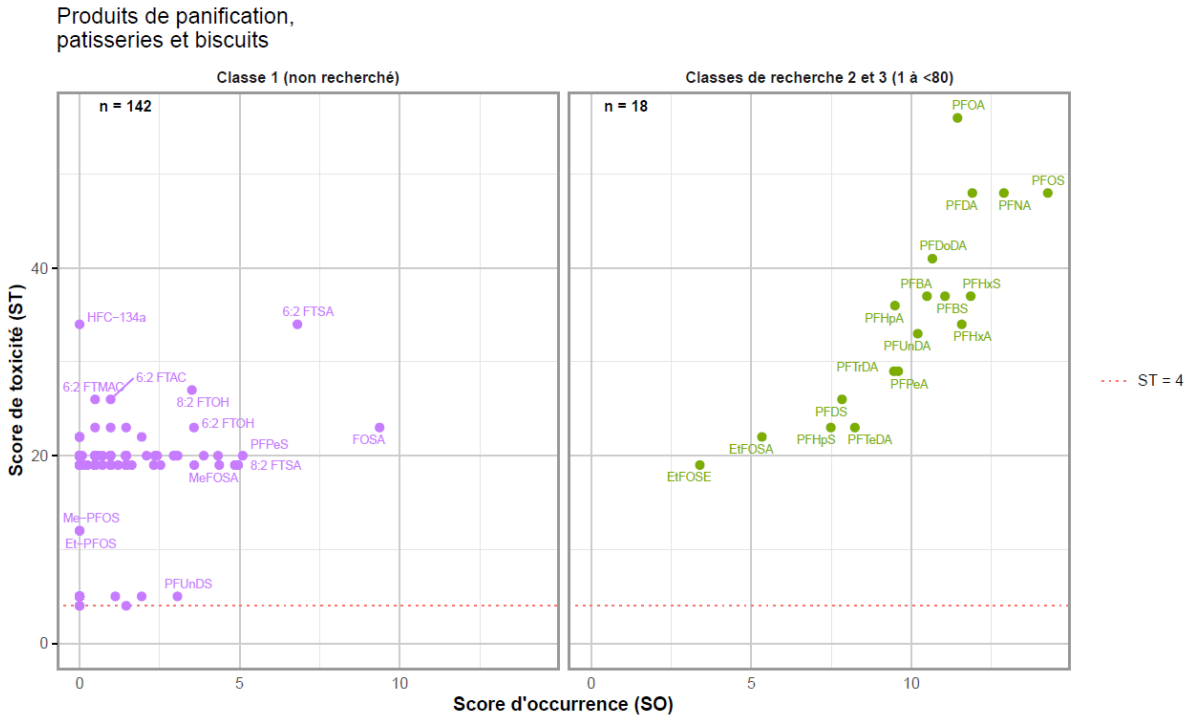


Figure 27. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits de panification, pâtisseries et biscuits »

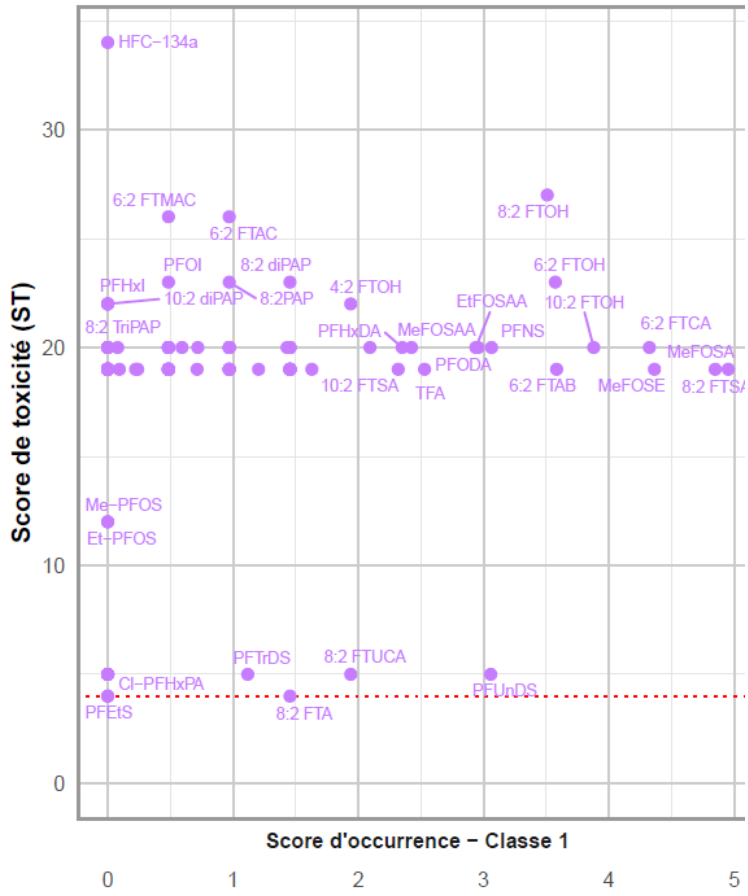


Figure 28. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits de panification, pâtisseries et biscuits », échelle rapprochée pour la classe 1

6.1.11 Produits gras

Très peu de mesures ont été réalisées (moins de 30) dans ce sous-compartiment à ce jour. Aucun des 18 PFAS recherchés n'a été quantifié. Les Figure 29 et Figure 30 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "produits gras", pour les classes 1 à 3.

Une surveillance exploratoire est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche de 2 à 3 », soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS et l'EtFOSA, ainsi que pour les 6:2 FTSA et FOSA (SO≥5 et ST≥19), non recherchés dans ce compartiment, mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle. Pour ces 2 dernières molécules, une surveillance localisée des sources et milieux connexes est également recommandée.

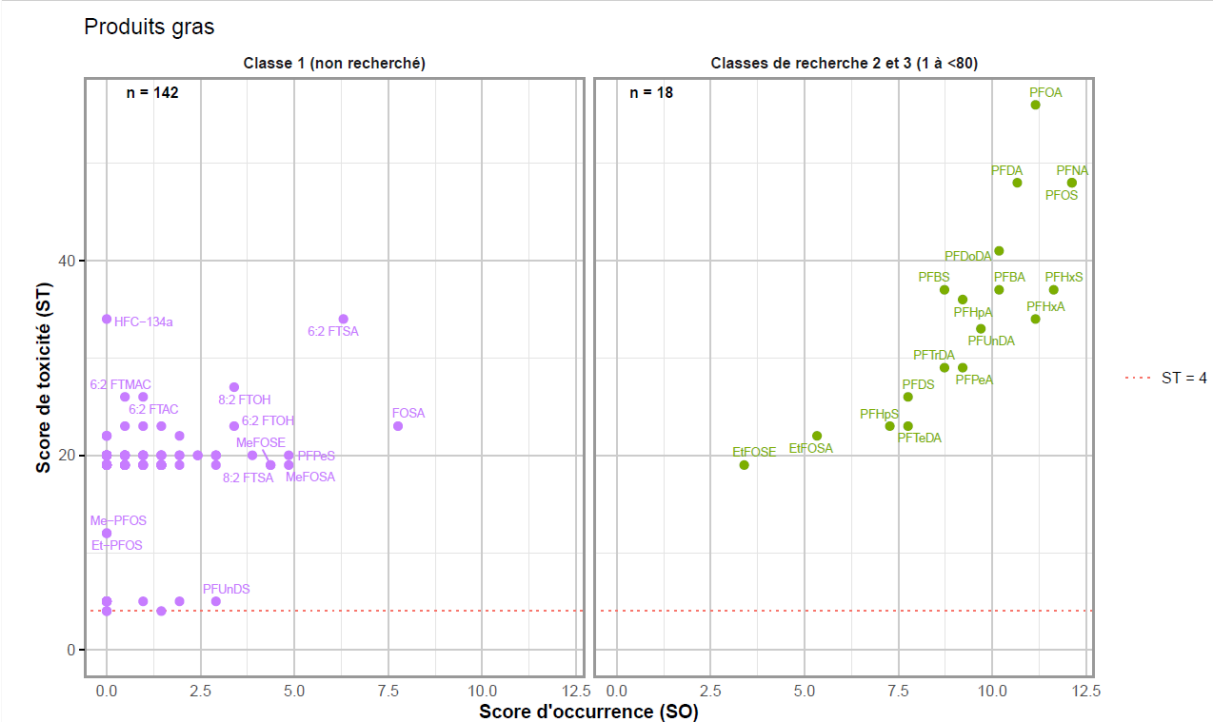


Figure 29. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits gras »

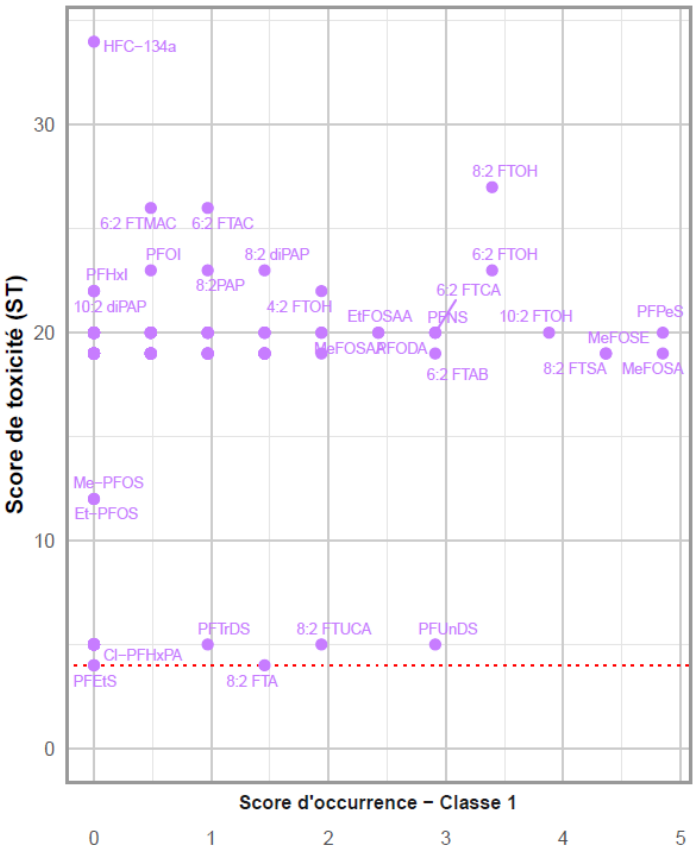


Figure 30. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits gras », échelle rapprochée pour la classe 1

6.1.12 Produits transformés

Un nombre non négligeable de mesures a été réalisé dans ce sous-compartiment (classe de recherche 4 avec 80 à 159 recherches) à l'heure actuelle avec très peu de quantifications. Seul le PFBA a été quantifié une seule fois. Les Figure 31 et Figure 32 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "produits transformés", pour les classes 1, 4, 5 et 6.

Toutefois, compte-tenu de l'hétérogénéité de ce sous compartiment (types d'aliments, produits bruts associés), il est très difficile d'interpréter les résultats et de proposer des options de surveillance opérationnelles. Une vigilance particulière doit être portée à la pertinence et à la performance des méthodes appliquées (LOQ).

Une surveillance pérenne est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche de 4 à 6 », soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS et l'EtFOSA.

Il est recommandé une surveillance localisée des sources associée à une surveillance exploratoire pour les 6:2 FTSA et FOSA (SO≥5 et ST≥19), non recherchés dans ce compartiment, mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle.

Il convient de vérifier la pertinence du maintien de la surveillance de l'EtFOSE (classe de recherche 4 à 6, non quantifié, ST ≥ 19).

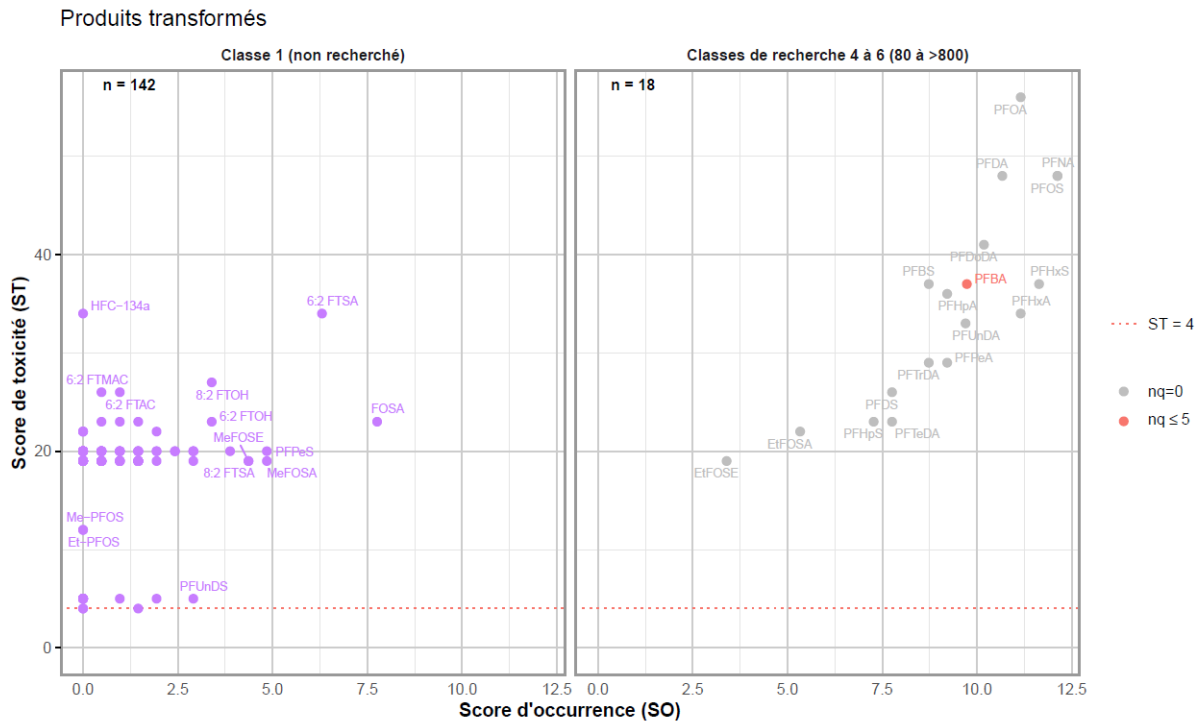


Figure 31. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits transformés »

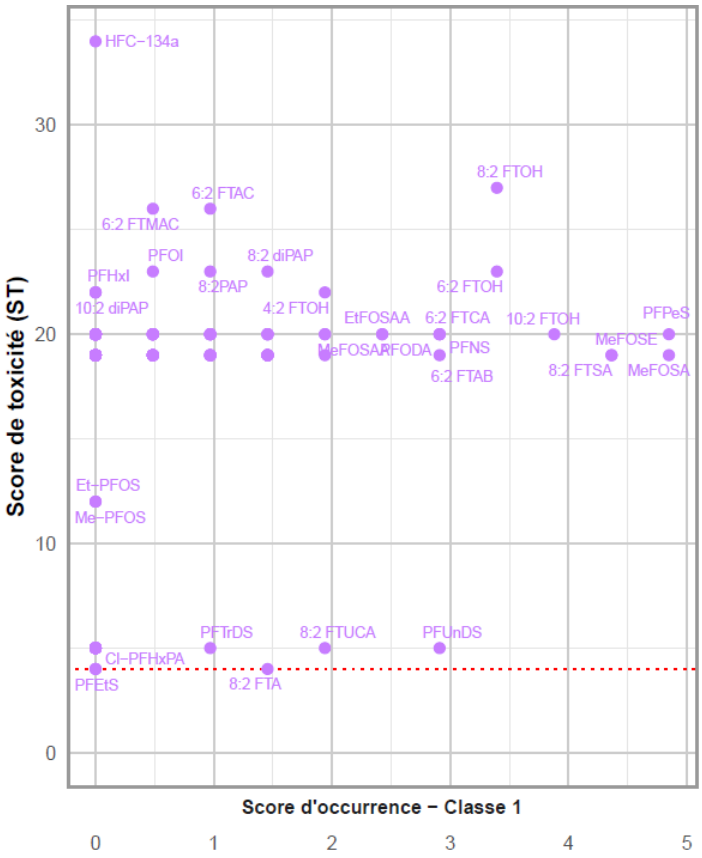


Figure 32. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Produits transformés », échelle rapprochée pour la classe 1

6.1.13 Sauces, assaisonnements et condiments

Ce sous-compartiment a été peu surveillé jusqu'à présent (moins de 30 recherches). Aucun des 14 PFAS recherchés n'a été quantifié. Les Figure 33 et Figure 34 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "sauces, assaisonnements et condiments", pour les classes 1 à 3.

Une surveillance exploratoire est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche de 2 à 3 », soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, ainsi que pour les PFTeDA, PFTrDA, 6:2 FTSA, EtFOSA, et FOSA, non recherchés dans ce compartiment, mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle. Pour ces 5 dernières molécules, une surveillance localisée des sources est également recommandée.

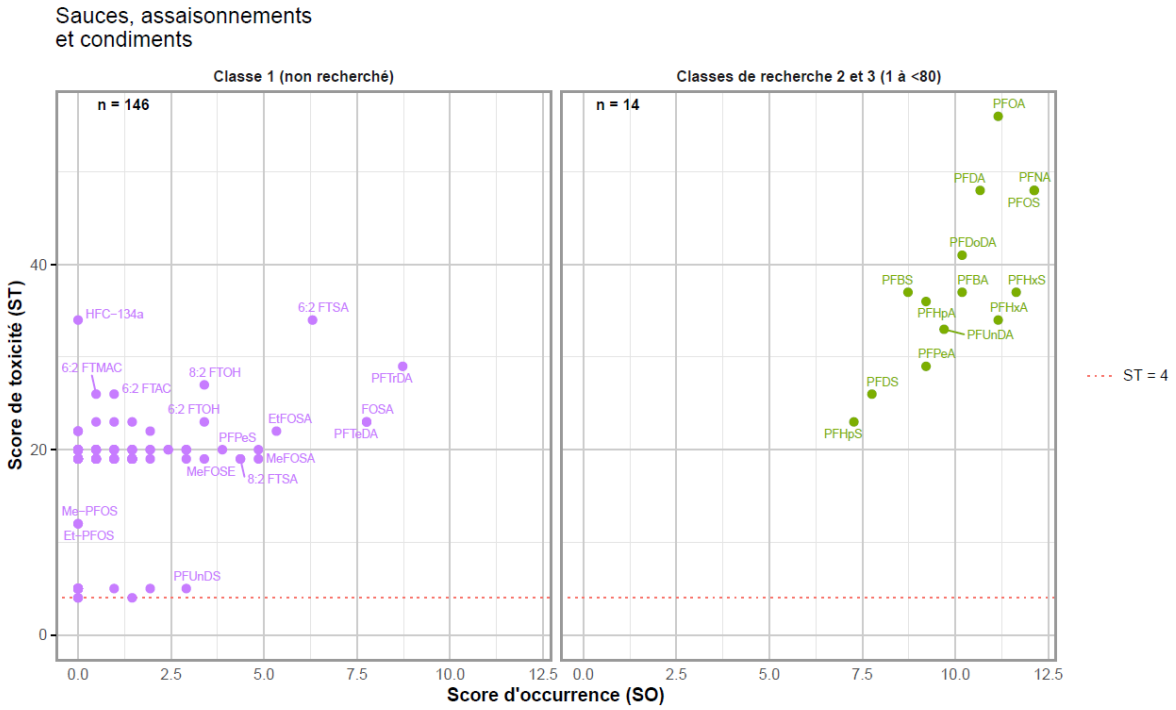


Figure 33. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Sauces, assaisonnements et condiments »

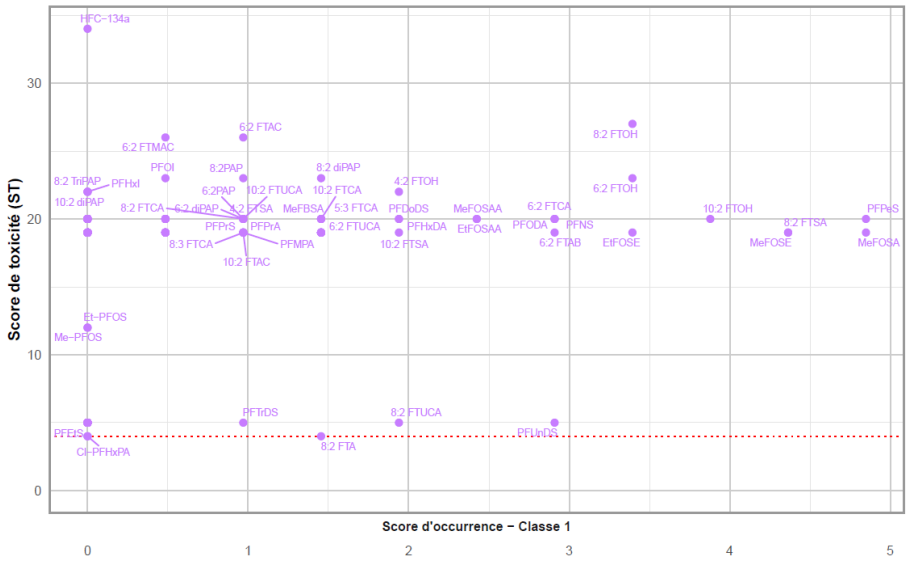


Figure 34. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Sauces, assaisonnements et condiments », échelle rapprochée pour la classe 1

6.1.14 Viandes

Comme mentionné plus haut, le sous-compartiment "viandes" a été particulièrement étudié avec certaines substances recherchées un très grand nombre de fois (classe de recherche 6), plus de 800 recherches pour le PFOS, quantifié plus de 140 fois, ou plus de 159 recherches (classe de recherche 5) pour les PFBA, PFDA, PFDoDA, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFPeA, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA quantifiés plus de 5 fois, voire plus de 30 fois pour certains. Les Figure 35 et Figure 36 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "viandes", pour les classes de recherche 1 à 6.

A contrario, certains PFAS tels que PFUnDS, PFDoDS, PFPeS, PFNS, 11Cl-PFOUdS, 9Cl-PFONS, DONA, EtFOSA, ,EtFOSE, GenX, PFOSi et PFTrDS en classe 4 (plus de 80 recherches) n'ont jamais été quantifiés. C'est également le cas du PFPA (classe de recherche 2 à 3).

Une surveillance pérenne est proposée pour des molécules de la catégorie « classe de recherche de 4 à 6 » soit les PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDS, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS ainsi que l'EtFOSA.

Les PFOSi, 11Cl-PFOUdS, 9Cl-PFONS et l'EtFOSE ont été suffisamment recherchés et jamais retrouvés et aucune source d'information (SO4=0) ne permet d'identifier un intérêt de surveiller ces molécules à ce stade. Il convient de réévaluer la pertinence de leur maintien dans la surveillance après une vérification des données de surveillance existantes et notamment en termes de performances analytiques.

De la même manière, pour les GenX, DONA, PFTrDS, PFDoDS, PFUnDS et PFNS, il convient de vérifier des données surveillance existantes (SO1, SO2 et LOQ) pour consolider le SO et valider leur non-inclusion dans la surveillance.

Les 6:2 FTSA et FOSA, non recherchés dans ce compartiment, mais avec des faisceaux de preuve de présence potentielle peuvent être intégrés à une surveillance localisée des sources, associée à une surveillance exploratoire.

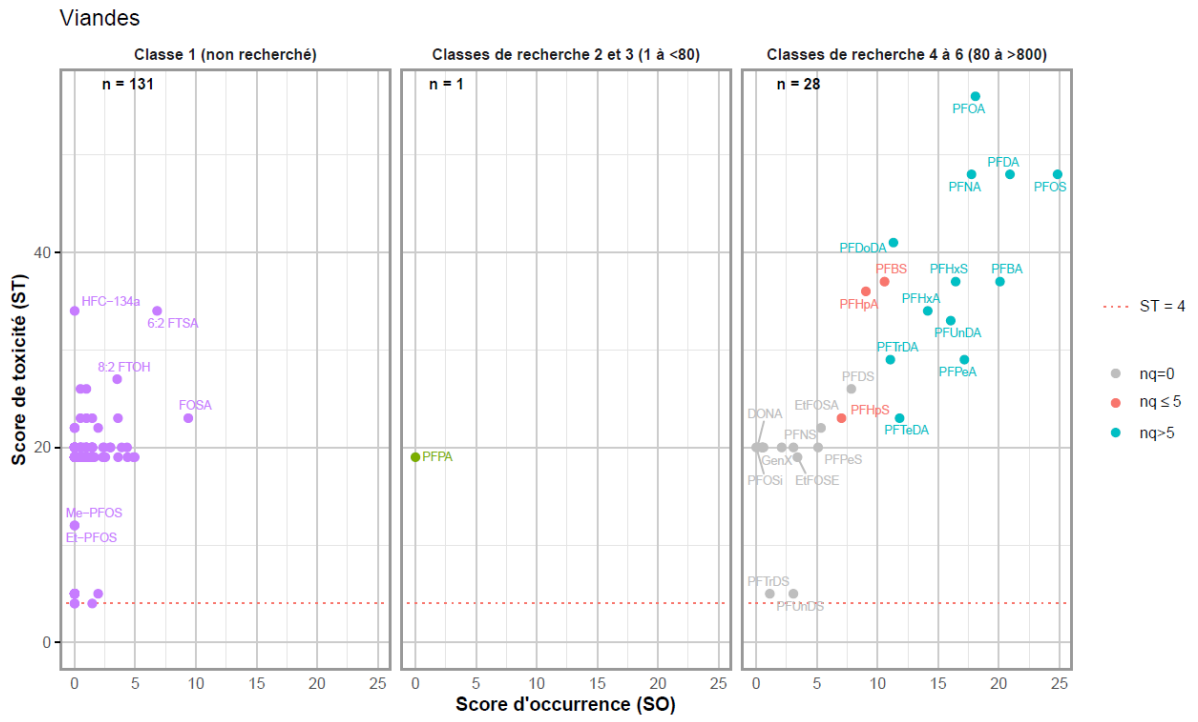


Figure 35. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Viandes »

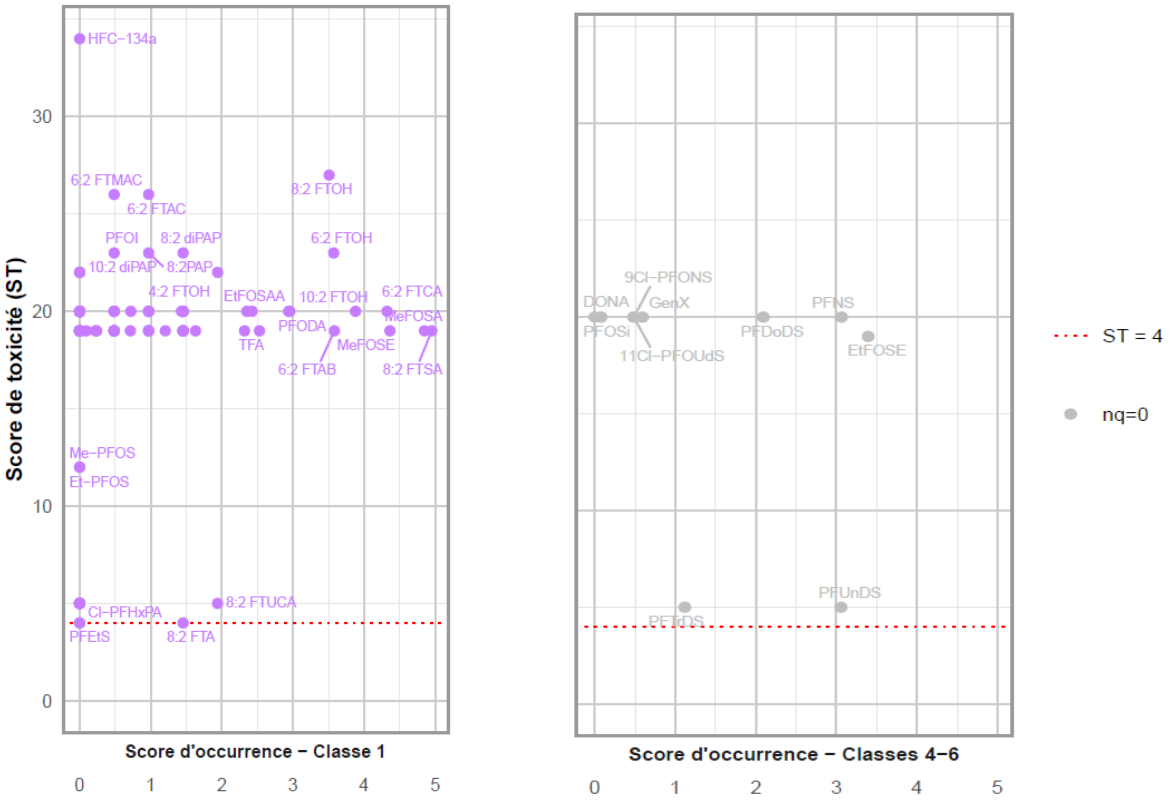


Figure 36. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Viandes », échelle rapprochée pour les classes 1 et 4 à 6

6.1.15 Stratégie de surveillance à l'échelle du compartiment

Les substances listées dans le Tableau 21 ci-dessous sont intégrées dans un dispositif de surveillance, elles ont été très recherchées (classes 4 à 6) mais n'ont jamais été quantifiées. La question se pose de l'intérêt de poursuivre la surveillance de ces PFAS. Il convient donc de vérifier, pour ces couples substance/sous-compartiment, les données de surveillance existantes (notamment en termes de performances analytiques) et d'évaluer la pertinence de leur maintien dans les dispositifs de surveillance. Les décisions qui en découleront devront être mises au regard de la réglementation afin d'en vérifier l'adéquation.

Tableau 21 : Liste des couples substance/sous-compartiment très recherchées et non quantifiées

Sous_compartiment	substance
Fruits, légumes et dérivés	PFDoDS
	10:2 FTSA
	11Cl-PFOUdS
	5:3 FTCA
	6:2 FTOH
	9Cl-PFONS
	DONA
	EtFOSE
	GenX
	PFTrDS
Lait et produits laitiers	EtFOSE
Œufs et ovoproduits	PFUnDS
	PFDoDS
	PFNS
	11Cl-PFOUdS
	9Cl-PFONS
	DONA
	GenX
	PFTrDS
Poissons et produits de la mer	11Cl-PFOUdS
	9Cl-PFONS
	DONA
	GenX
	PFOSi
	PFPA
	PFTrDS
Viandes	PFUnDS
	PFDoDS
	PFNS
	11Cl-PFOUdS
	9Cl-PFONS
	DONA
	EtFOSE
	GenX
	PFOSi
	PFTrDS

La catégorisation et les seuils appliqués ont conduit à une affectation initiale des molécules dans un type de de surveillance telle que décrite dans l'interprétation des résultats des différents sous-compartiments Annexe 8.

Sur cette base, le GT a proposé une homogénéisation de ces recommandations entre sous-compartiments. Cette réflexion est décrite ci-après et présentée dans le Tableau 22 ci-dessous.

Le GT propose d'établir :

- une surveillance pérenne (sur fond vert dans le Tableau 22) :
  - pour les PFCA de C4 à C18 et les PFSA de C4 à C14 (analysables simultanément) ainsi que l'EtFOSA, le FOSA et le 6:2 FTSA à rechercher dans l'ensemble des

sous-compartiments alimentaires à l'exclusion des boissons, produits gras et sauces, assaisonnements et condiments ainsi que le lait maternel qui fait l'objet d'une surveillance spécifique comme indiqué dans la partie consacrée à cette matrice. L'intégration des céréales et légumineuses, du miel et sucres et des produits de panification dans ce type de surveillance, plutôt qu'en surveillance exploratoire recommandée initialement, se justifie par le fait que ces matrices sont plus à risque de contamination par l'environnement.

- pour les 6:2 FTCA et 6:2 FTAB dans les fruits, légumes et dérivés.

Ceci est cohérent avec la recommandation 2022/1431 qui préconise :

- de surveiller la présence de substances perfluoroalkylées dans les denrées alimentaires au cours des années 2022, 2023, 2024 et 2025. Cela passe par la recherche de la présence de PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS ;
- de rechercher, dans la mesure du possible, la présence de composés similaires aux substances mentionnées dans le règlement (UE) 2023/915 du 25 avril 2023, mais avec une chaîne alkyle différente[25];
- d'envisager la recherche des substances nouvelles[26] ;
- de porter la surveillance sur une grande variété de denrées alimentaires reflétant les habitudes de consommation, dont les fruits, les légumes, les racines et tubercules amylacés, les algues, les céréales, les noix, les oléagineux, les aliments pour nourrissons et enfants en bas âge, les denrées alimentaires d'origine animale, les boissons non alcooliques, le vin et la bière ;
- de suivre les procédures de prélèvement d'échantillons définies dans l'annexe du règlement d'exécution (UE) 2022/1428 portant fixation des méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons à utiliser pour le contrôle des teneurs en substances perfluoroalkylées dans certaines denrées alimentaires.

A noter que le PFTrDS, qui figure également dans la recommandation, est proposé pour une surveillance localisée des sources et des milieux connexes du fait de ses scores SO et ST ainsi que de l'absence de quantification de ce PFAS lorsque celui-ci a été recherché dans certains compartiments. Ceci est également le cas du PFUnDS

[25] tels que l'acide perfluorobutanoïque (PFBA), l'acide perfluoropentanoïque (PFPeA), acide perfluorohexanoïque (PFHxA), acide perfluoroheptanoïque (PFHpA), acide perfluorodécanoïque (PFDA), acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA), acide perfluorododécanoïque (PFDoDA), acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA), acide perfluorotétradécanoïque (PFTeDA), acide perfluorobutanesulfonique (PFBS), acide perfluoropentanesulfonique (PFPS), acide perfluoroheptanesulfonique (PFHpS), acide perfluorononanesulfonique (PFNS), acide perfluorodécanesulfonique (PFDS), acide perfluoroundécanesulfonique (PFUnDS), acide perfluorododécanesulfonique (PFDoDS), acide perfluorotridécanesulfonique (PFTrDS), perfluorooctanesulfonamide (PFOSA)

[26] acide 2-[(6-chlor-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-dodécafluorhexyl)oxy]-1,1,2,2-tétrafluoréthanesulfonique (forme acide de F53B), acide 2,3,3,3-tétrafluor-2-(heptafluorpropoxy)-propanoïque (forme acide de GenX), acide 2,2,3-trifluor-3-[1,1,2,2,3,3-hexafluor-3-(trifluorométhoxy)propoxy]propionique (forme acide d'ADONA), hydroxyde de *N*,*N*-diméthyl-*N*-oxyde-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyl)sulfonyl]amino]- 1-propanaminium (Capstone A), hydroxyde de *N*-(carboxyméthyl)-*N*,*N*-diméthyl-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyl)sulfonyl] amino]-1-propanaminium (Capstone B), alcools et sulfonates de fluorotélomères

qui, du fait de ses scores très faibles, est proposé en surveillance localisée voire sans préconisation de surveillance s'il n'est retrouvé dans aucune source de contamination (SO4=0).

- Une surveillance exploratoire (sur fond jaune dans le Tableau 22) :
  - pour les PFSA et PFCA listés dans les boissons, produits gras et sauces, assaisonnements et condiments ainsi que l'EtFOSA, FOSA et 6:2 FTSA pour ces mêmes sous-compartiments,
  - pour les PFHxDA, PFODA, EtFOSAA, MeFOSAA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, 6:2 FTCA, 6:2 FTAB, 4:2 FTSA et 6;2 FTOH dans les poissons et produits de la mer,
  - pour le 4:2 FTSA dans les fruits légumes et dérivés,
  - pour les DONA et GenX dans l'alimentation infantile,
  - pour le 10:2 FTSA, 6:2 FTCA, 6:2 FTAB, 4:2 FTSA, 6:2 FTOH, DONA et GenX dans les céréales et légumineuses,
  - le TFA dans tous les sous-compartiments, même s'il ne ressort pas selon les critères fixés ; ceci afin de répondre aux préoccupations de santé publique liées à cette substance.

    Cette surveillance exploratoire a été complétée, conformément aux critères de décision décrits dans le Tableau 20, avec :
    - toutes les substances non recherchées (classe 1) mais avec des preuves de présence dans les sources, dans les autres sous-compartiments voire, pour certaines, avec des données de la littérature associées à un ST élevé,
    - toutes les substances peu recherchées (classes 2 à 3) mais avec des preuves de présence dans les sources et dans les autres sous-compartiments associées à un ST≥19.

- une surveillance localisée pour toutes les substances non mentionnées ci-dessus qui sera à adapter en fonction de la source (Tableau 38 en annexe 10). Compte tenu du nombre important de substances, il est conseillé de consulter l'annexe 8.

Ces propositions de surveillance doivent être confortées par une étape de vérification des résultats (LOQ, pertinence de la matrice). Ces vérifications peuvent s'appuyer sur les méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons décrites[27] pour les 4 PFAS actuellement réglementés dans certaines denrées alimentaires.

Par ailleurs, les sous-compartiments « Boissons » et « Produits transformés » doivent prendre en compte l'origine des produits bruts associés (ex : la surveillance de la soupe de poissons doit être cohérente avec la surveillance des poissons) et au vu de la diversité des aliments contenus dans ces sous-compartiments, le GT recommande de couvrir une large gamme d'aliments de ces sous-catégories.

[27] RÈGLEMENT D'EXÉCUTION (UE) 2022/1428 DE LA COMMISSION du 24 août 2022 portant fixation des méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons à utiliser pour le contrôle des teneurs en substances perfluoroalkylées dans certaines denrées alimentaires.

Le caractère perturbateur endocrinien suspecté des PFAS dont la surveillance est proposée dans certains sous-compartiments (6:2 FTOH, FOSA en particulier) justifie ces recommandations : les perturbations endocriniennes peuvent affecter les individus de différentes tranches d'âge, enfants, adolescents et adultes.

Tableau 22 : Liste de PFAS à surveiller dans les sous-compartiments alimentaires en fonction du type de surveillance

Alimentation infantile	Boissons	Céréales et légumineuses	Fruits, légumes et dérivés	Lait et produits laitiers	Miel et sucre	Œufs et ovoproduits	Poissons et produits de la mer	Produits de panification, patisseries et biscuits	Produits gras	Produits transformés	Sauces, assaisonnements et condiments	Viandes
PFBA	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**
PFPeA	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**
PFHxA	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**
PFHpA	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**
PFOA*	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***	**PFOA***
PFNA*	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***	**PFNA***
PFDA	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**
PFUnDA	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**
PFDoDA	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**
PFTrDA	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**
PFTeDA	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**
PFBS	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**
PFPeS	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**
PFHxS*	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***	**PFHxS***
PFHpS	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**
PFOS*	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***	**PFOS***
PFDS	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**
PFDoDS	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**
PFNS	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**
							PFHxDA					
							PFODA					
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA
							EtFOSAA					
							MeFOSAA					
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
							8:2 FTSA					
		10:2 FTSA					10:2 FTSA					
		6:2 FTCA	6:2 FTCA				6:2 FTCA					
		6:2 FTAB	6:2 FTAB				6:2 FTAB					
		4:2 FTSA	4:2 FTSA				4:2 FTSA					
		6:2 FTOH					6:2 FTOH					
							MeFOSA					
DONA		DONA										
GenX		GenX										
TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA

pérenne	**Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14**
exploratoire	*** 4 PFAS réglementés dans les aliments**

Pour le sous-compartiment « poissons et produits de la mer », une homogénéisation spécifique de la liste est proposée en cohérence avec les résultats « environnement ». Celle-ci est présentée à la fin de la partie consacrée aux milieux aquatiques et EDCH (Tableau 26).

Les PFAS contenus dans les aliments pourraient provenir des matériaux au contact des denrées. Concernant les PFAS issus de ces matériaux, des travaux seraient à mettre en place avec une méthodologie analytique harmonisée, pour les différents types de matériaux (papier/carton, revêtements anti-adhésifs, plastiques, etc). Dans le cadre du projet PARC (cf. 1.3.2 rapport-Partie 1, (Anses, 2025a)), un des projets récemment initiés, s'intéresse à la migration de PFAS à partir de MCDA en plastique (projet PlasticLeach : *Hazard characterization of leachable chemicals present in plastics,* 2025-2029). Par ailleurs, des réflexions sont en cours au niveau du Conseil de l'Europe (Comité européen sur les matériaux et objets pour contact alimentaire[28] dans le cadre de la révision en vue de la 2ème édition du guide technique sur les matériaux et objets en papier et carton pour contact alimentaire (1ère édition, 2021) afin d'inclure les PFAS, en cohérence avec le Règlement (UE) 2025/40 relatif aux emballages et aux déchets d'emballages (qui intègre des spécifications pour les PFAS détaillées en annexe 2 de ce rapport) et le règlement (CE) 1907/2006 (REACH).

Pour l'alimentation, une surveillance pérenne s'entend par la poursuite de la surveillance des PFAS *via* les plans de surveillance annuels de la DGAL en la complétant. Une surveillance exploratoire pourrait correspondre à des contrôles ciblés sur les couples substances/sous-compartiment identifiés dans les résultats du Tableau 22.

Le lait maternel a été analysé en tant que sous-compartiment alimentaire dans le cadre de ces travaux mais si une surveillance se met en place, cela ne pourra se faire que dans le cadre de programmes ou d'études exploratoires de biosurveillance. Après homogénéisation, il peut être proposé de surveiller les PFAS suivants : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFunDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFDoDS, 6:2 FTSA, FOSA, EtFOSA et TFA.

6.2 Compartiments « Air, sols, poussières »

Pour ces compartiments, la catégorisation s'appuie sur des données d'occurrence issues de la littérature française ou européenne. Le corpus de données est insuffisant pour recommander une surveillance pérenne pour ces compartiments. Les recommandations proposées par le GT s'oriente sur une surveillance exploratoire ou localisée en fonction des données.

6.2.1 Sols

Il n'existe à ce jour que très peu de données de mesures à l'échelle nationale pour ce compartiment. Les données exploitées pour la catégorisation incluent des données françaises et des données européennes issues de la littérature, ainsi que celles issues d'une base de données transmise par l'ARS Auvergne-Rhône-Alpes. Pour cette raison, il est proposé de réaliser une surveillance exploratoire des PFAS des classes de recherche « 4 à 6» et «2-3».

[28] https://www.edqm.eu/fr/food-contact-materials-and-articles

Les Figure 37 et Figure 38 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "sols", pour les classes 1 à 6.

Cette liste inclut : le 4:2 FTSA, , le 6:2 FTSA, , le 8:2 diPAP, , le 8:2 FTSA, le 8:2 FTUCA, l'EtFOSAA, le FBSA, le FOSA, le FOSAA, le PFBA, le PFBS, le PFDA, le PFDoDA, le PFDS, le PFHpA, le PFHpS, le PFHxA, le PFHxS, le PFNA, le PFOA, le PFOS, le PFPeA, le PFTeDA, le PFTrDA, le PFUnDA, le 10:2 FTOH, le 10:2 FTUCA, le 6:2 FTAB, le 6:2 FTOH, le 6:2 FtSaAM, le 6:2PAP, le 8:2 FTOH, le 8:2 PAP, le 9 Cl-PFONS.

Une surveillance localisée des sources et des milieux connexes combinée à une surveillance exploratoire est recommandée pour les PFAS suivants : 6:2 FTCA, 6:2 diPAP, 5:3 FTCA, 6:2 FTUCA, 8:2 FTCA, 10:2 FTCA.

Compte tenu de la diversité des PFAS considérés et afin d'atteindre des performances analytiques pertinentes, la multiplication des méthodes d'analyses pourrait s'avérer nécessaire.

Enfin, une vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2, notamment LOQ) pour consolider le SO et valider la non inclusion dans la surveillance est recommandée pour les substances suivantes : MeFOSAA, EtFOSA, PFPeS, 10:2 FTSA, PFHxDA, PFODA, MeFOSA, PFNS, MeFOSE, PFUnDS, MeFBSAA, EtFOSE, PFTrDS, PFDoDS, HFPO-DA.

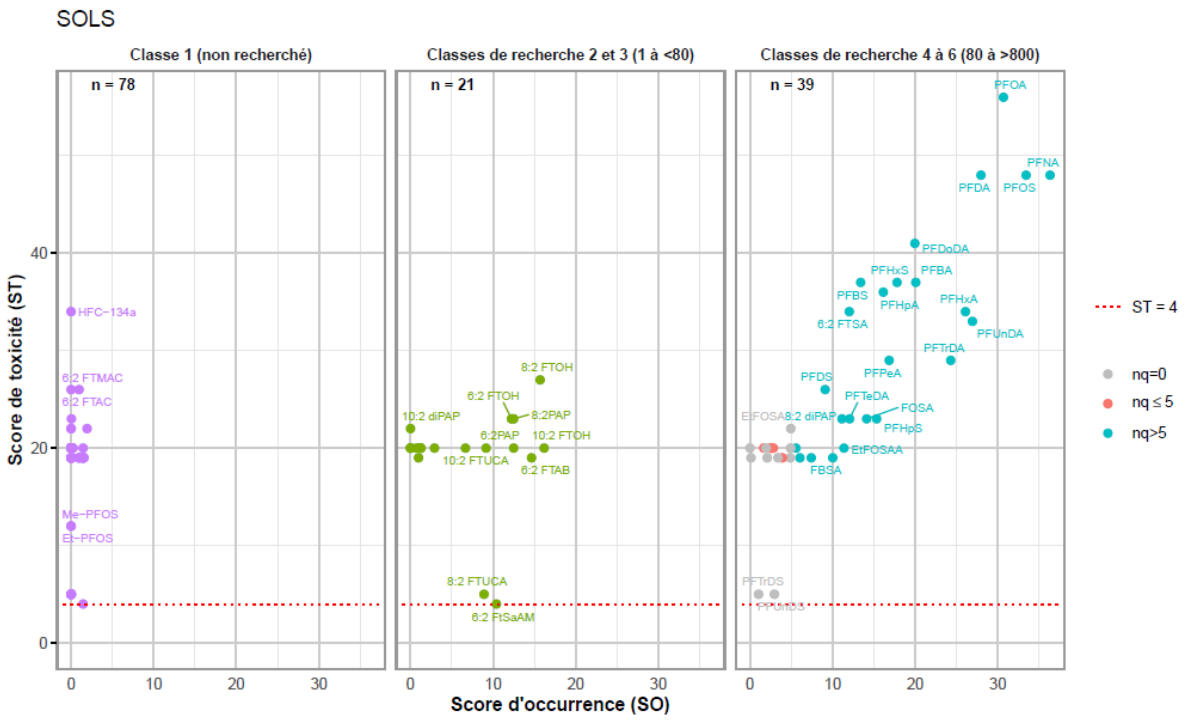


Figure 37. Matrice de catégorisation pour le compartiment « sols »

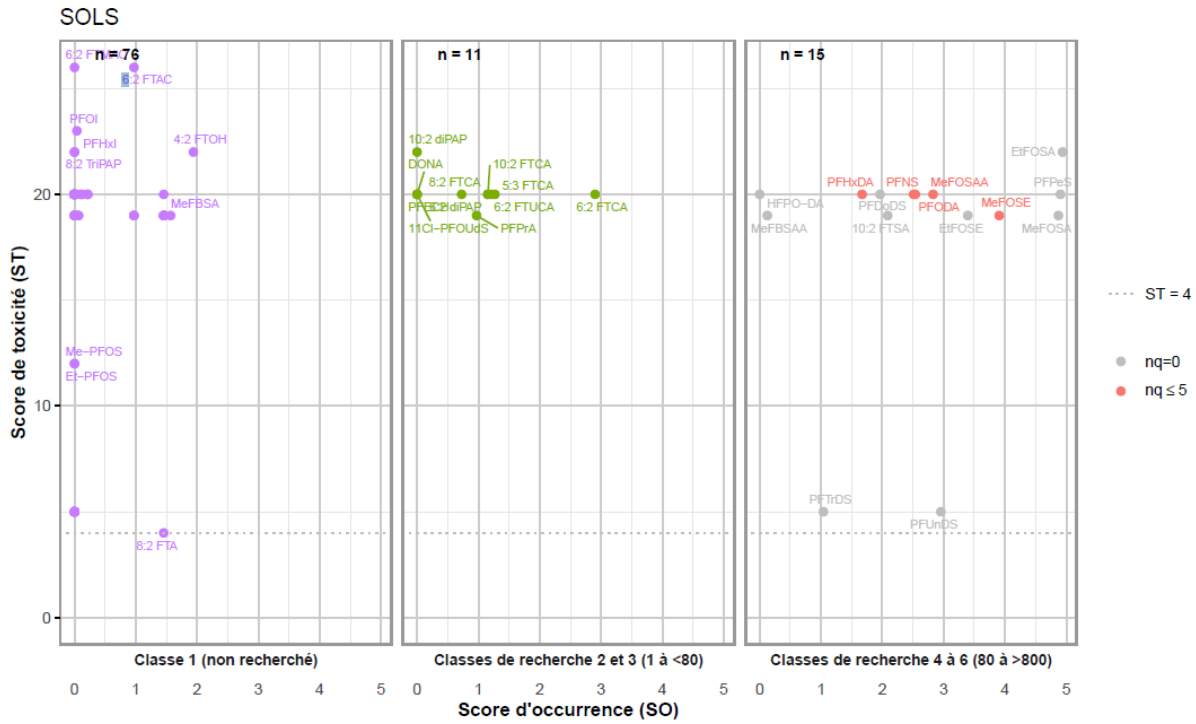


Figure 38. Matrice de catégorisation pour le compartiment « sol », échelle rapprochée pour les différentes classes de recherche

La stratégie de surveillance des sols doit être consolidé sur le choix des stations de mesures. L'unique dispositif de surveillance existant (RMQS) est focalisé sur les sols agricoles ; les milieux urbains et périurbains n'y sont pas considérés. Considérant les usages des PFAS, ces environnements sont pourtant essentiels à inclure ; ils sont également fréquemment dans des zones sous pression caractérisée. Cependant, pour le RMQS, la fréquence de ré-échantillonnage (15 à 20 ans) ne permet pas un suivi régulier.

6.2.2 Poussières extérieures

Pour les poussières extérieures, il n'existe à ce jour que très peu de données de mesures, une publication unique en France a été identifiée. Les Figure 39 et Figure 40 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "poussières extérieures", pour les classes 1 à 3.

Pour cette raison, il est proposé de réaliser une surveillance exploratoire des PFAS des classes de recherche "2-3" suivantes : 6:2 FTSA, PFDA, PFDoDA, PFHpA, PFHxA, PFNA, PFOA, PFOS, PFTrDA, PFUnDA.

Une surveillance localisée des sources et des milieux connexes, combinée à une surveillance exploratoire est recommandée pour les PFAS suivants : 6:2 FTCA, TFA, PFPeA, PFBA, 8:2 FTSA, PFBS, PFHxS, FOSA, PFHpS, PFDS, PFPeS, PFTeDA, EtFOSA.

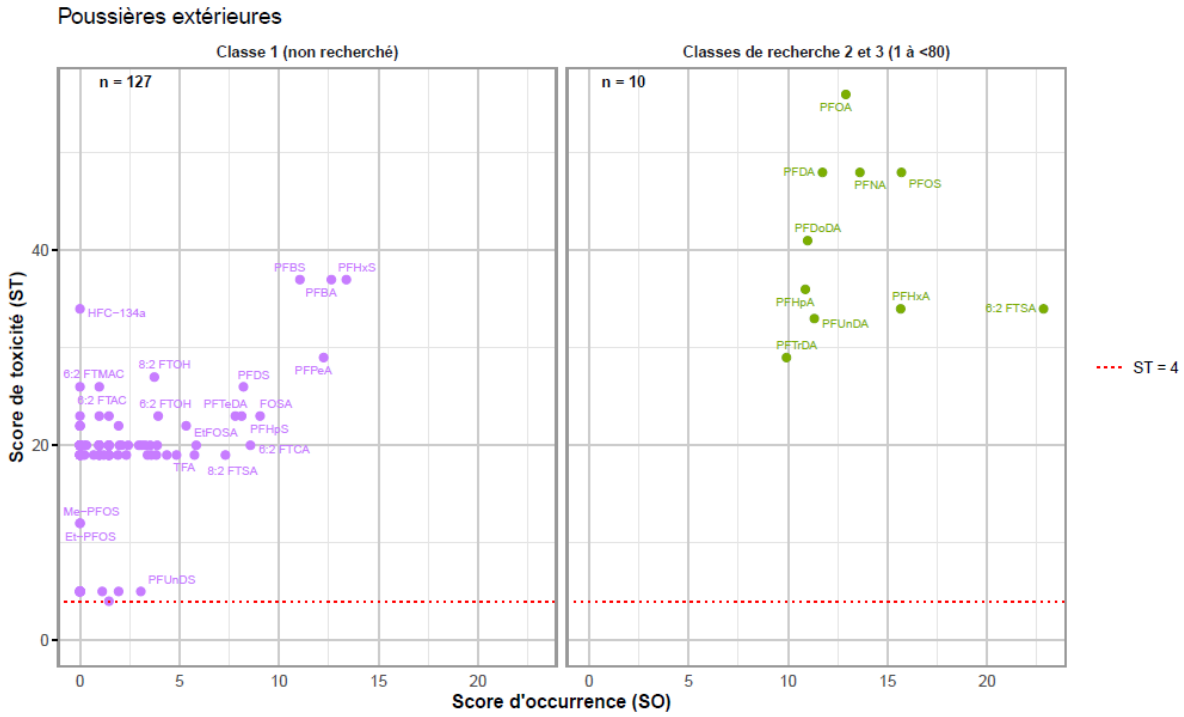


Figure 39. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières extérieures »

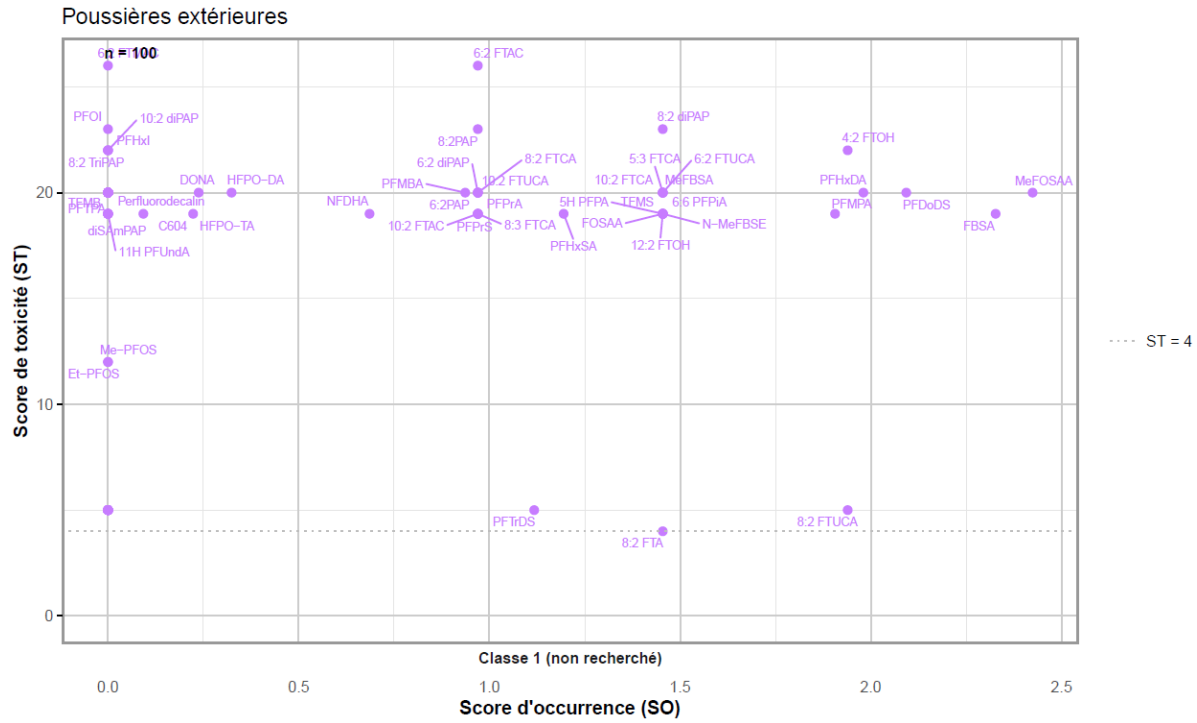


Figure 40. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières extérieures », échelle rapprochée pour la classe 1

6.2.3 Poussières intérieures

Il n'existe à ce jour que très peu de données de mesures pour les poussières intérieures. Les données exploitées pour la catégorisation incluent des données françaises et européennes issues de la littérature. Les Figure 41 et Figure 42 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "poussières intérieures", pour les classes 1 à 6.

Pour cette raison, il est proposé de réaliser une surveillance exploratoire des PFAS des classes de recherche "4 à 6" et "2-3" suivantes : , 6:2 FTSA, EtFOSA, EtFOSE, FOSA, MeFOSA, MeFOSE, PFBA, PFBS, PFDA, PFDoDA, PFDS, PFHpA, PFHpS, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, , PFOS, PFPeA, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA, 10:2 FTOH, 6:2 diPAP, 6:2 FTOH, 6:2PAP, 8:2 diPAP, 8:2 FTOH, 8:2 FTSA, 8:2PAP, PFDPA, PFOPA, PFPeS.

Une surveillance localisée des sources et des milieux connexes combinée à une surveillance exploratoire est recommandée pour les PFAS suivants : PFNS, PFODA, EtFOSAA, 6:2 FTUCA, 6:6 PFPiA, 10:2 FTUCA, 8:8 PFPiA, 6:8 PFPiA, PFHxPA.

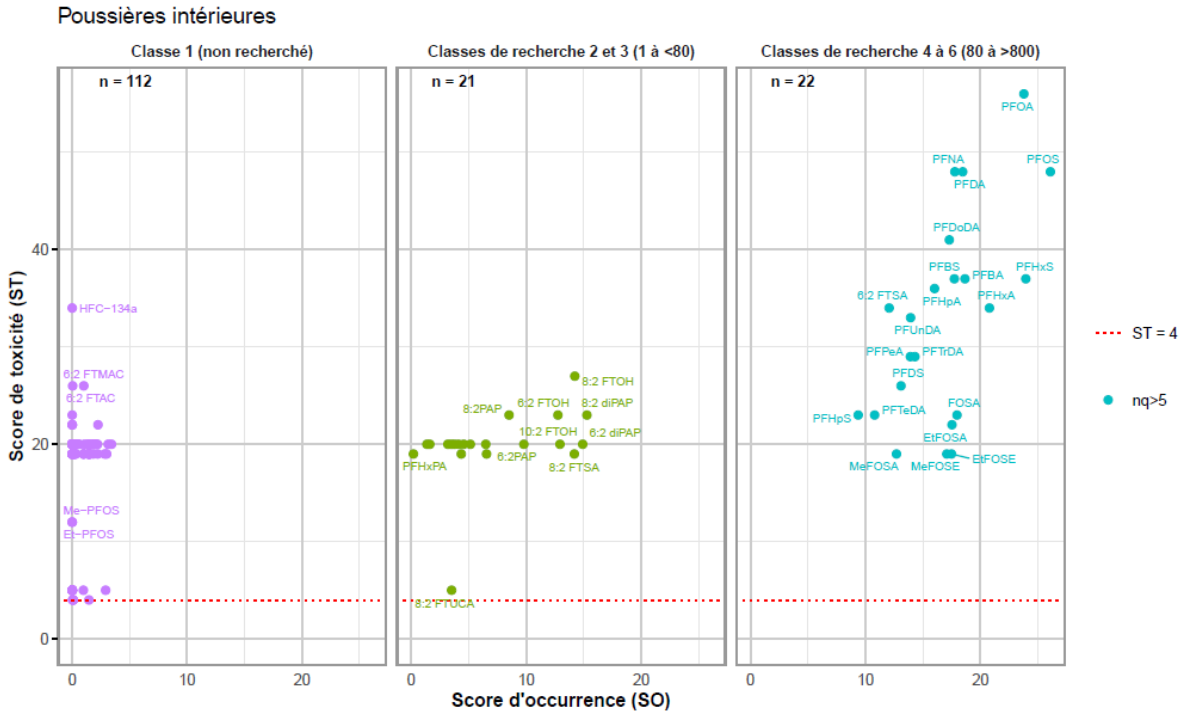


Figure 41. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières intérieures »

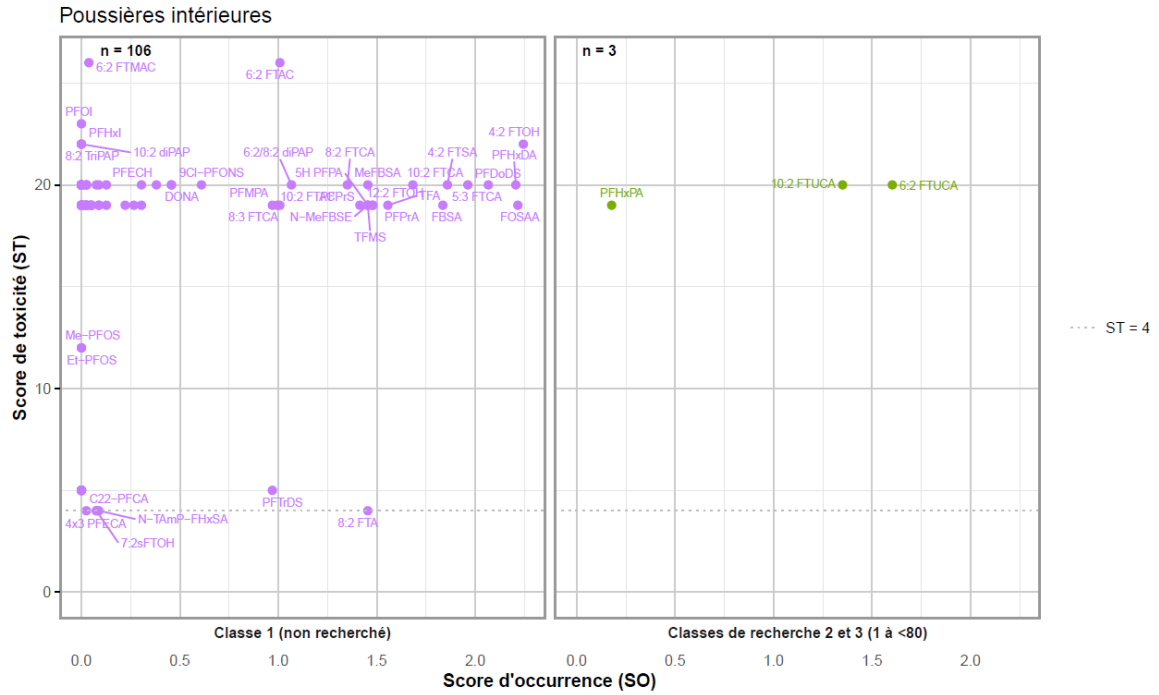


Figure 42. Matrice de catégorisation pour le compartiment « Poussières intérieures », échelle rapprochée pour les classes 1 et 2-3

6.2.4 Air intérieur

Il n'existe à ce jour que très peu de données de mesures pour l'air intérieur. Les données exploitées pour la catégorisation incluent uniquement des données européennes issues de la littérature, où ont été distinguées les mesures réalisées dans la phase gazeuse, la phase particulaire et la phase totale (phase gazeuse + particulaire). Tous les PFAS n'ont pas systématiquement été recherchés dans ces différentes phases. Certaines études n'ont investigué que la phase gazeuse, d'autres que la phase particulaire, et d'autres les deux phases. Ni la technique de prélèvement des PFAS, ni la répartition dans les différentes phases au regard des propriétés physico-chimiques des PFAS n'ont été analysées par le GT. De ce fait, le GT propose d'interpréter les graphes de catégorisation de façon globale.

Les Figure 43 à Figure 48 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "air intérieur" (phases gazeuse, particulaire et totale), pour les classes 1 à 6.

Ainsi, il est proposé de mettre en place une surveillance exploratoire des PFAS des classes de recherche "4 à 6" et "2-3" suivants : 10:2 FTOH, 4:2 FTOH, 6:2 FTAC, 6:2 FTOH, , 8:2 FTOH, EtFOSA, EtFOSE, FOSA, , MeFOSA, MeFOSE, , PFBS, PFDA, , PFHpA, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, 10:2 FTAC, 12:2 FTOH, 6:2 FTSA, 8:2 FTA, MeFBSA, N-MeFBSE, PFBA, PFDoDA, PFDS, PFPeA, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA.

Une surveillance localisée des sources et des milieux connexes combinée à une surveillance exploratoire est recommandée pour les PFAS suivants : 6:2 FTMAC, PFPeA, PFHpA, PFDS, PFTrDA, PFHpS, PFBA, PFPeS, 6:2 FTSA, PFODA, MeFOSA, EtFOSE, 6:2 FTCA, 10:2 FTOH, 8:2 FTOH.

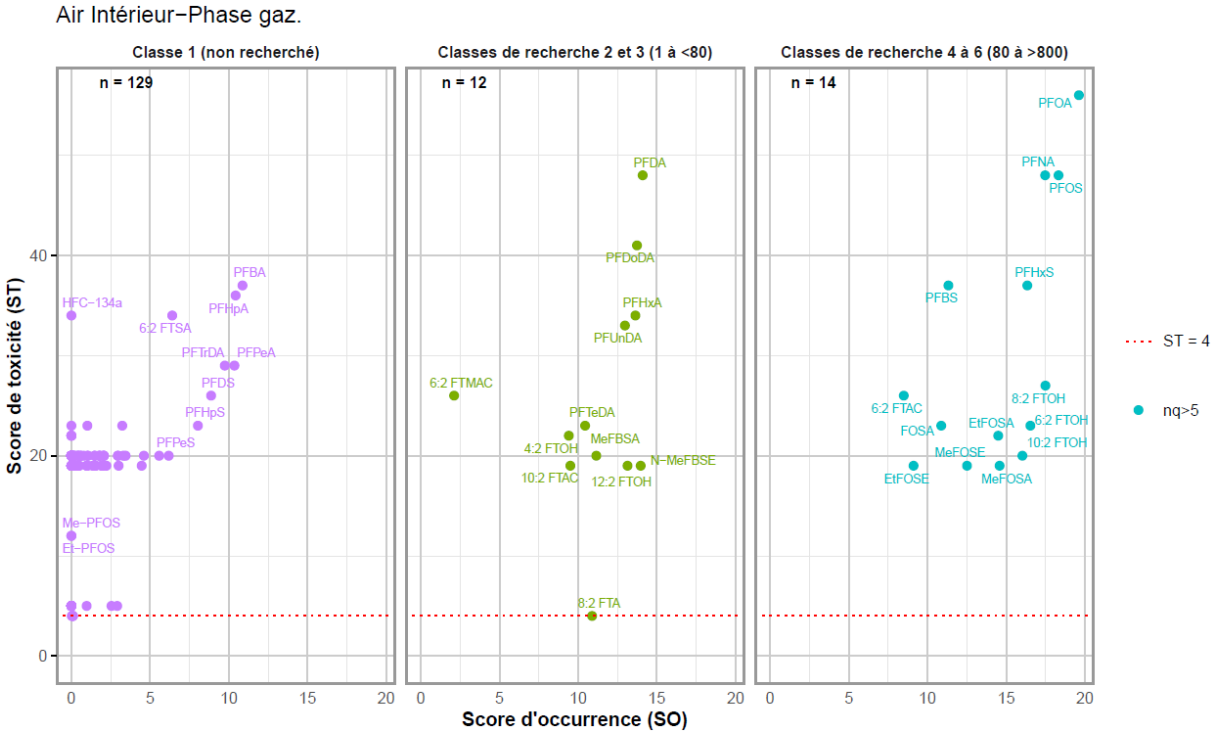


Figure 43. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase gazeuse »

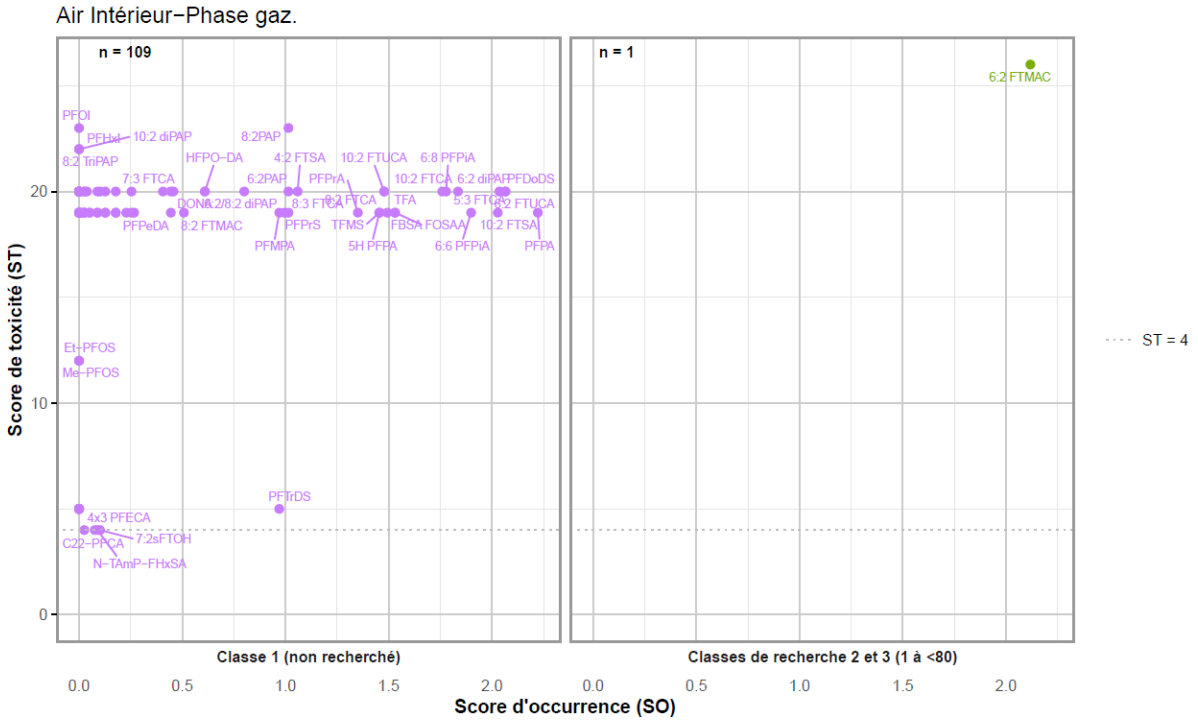


Figure 44. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase gazeuse », échelle rapprochée pour la classe 1 et 2-3

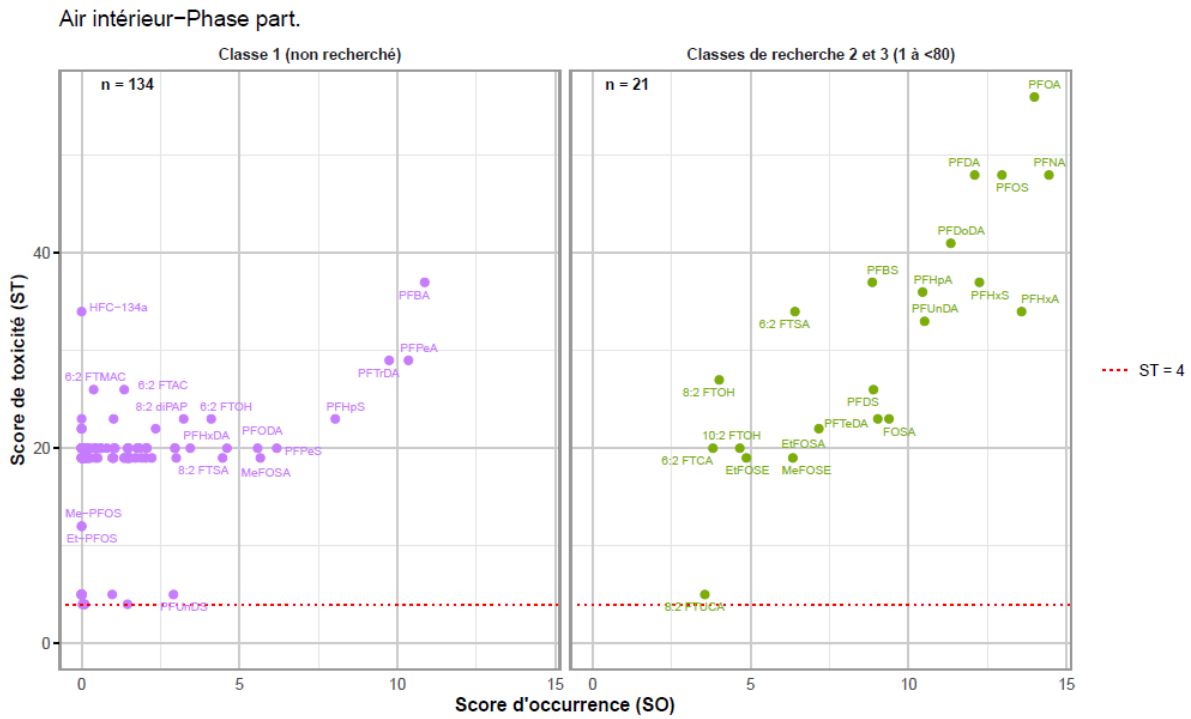


Figure 45. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase particulaire »

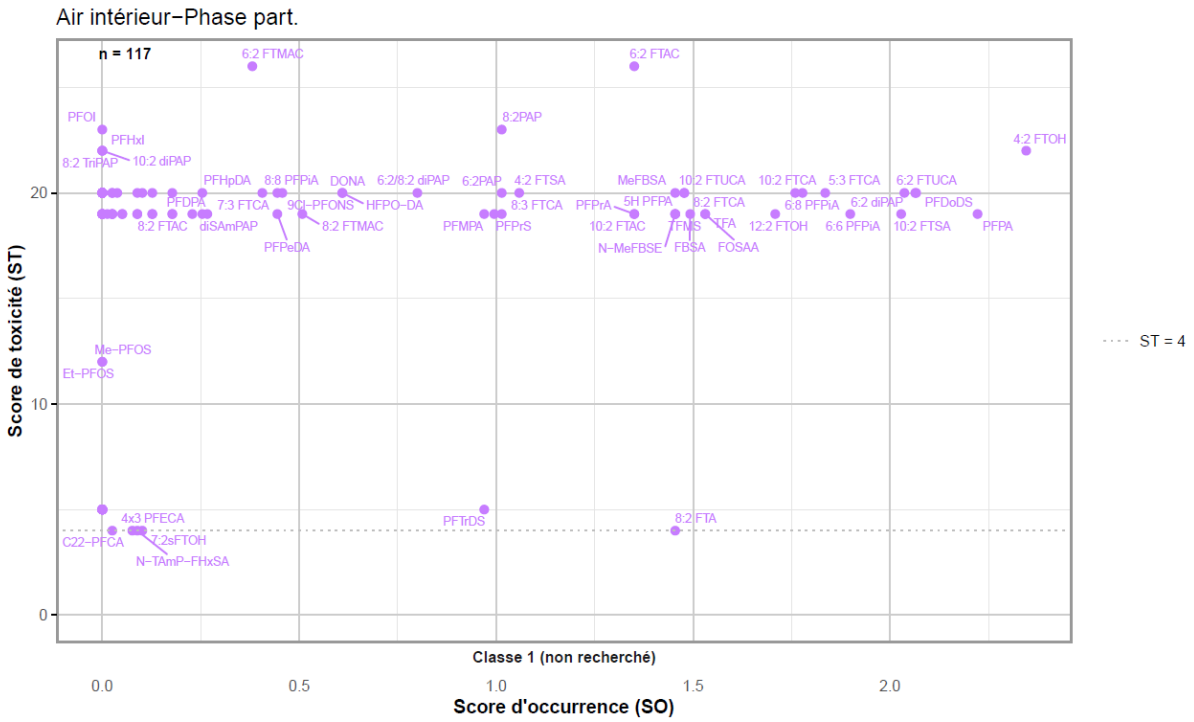


Figure 46. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase particulaire », échelle rapprochée pour la classe 1

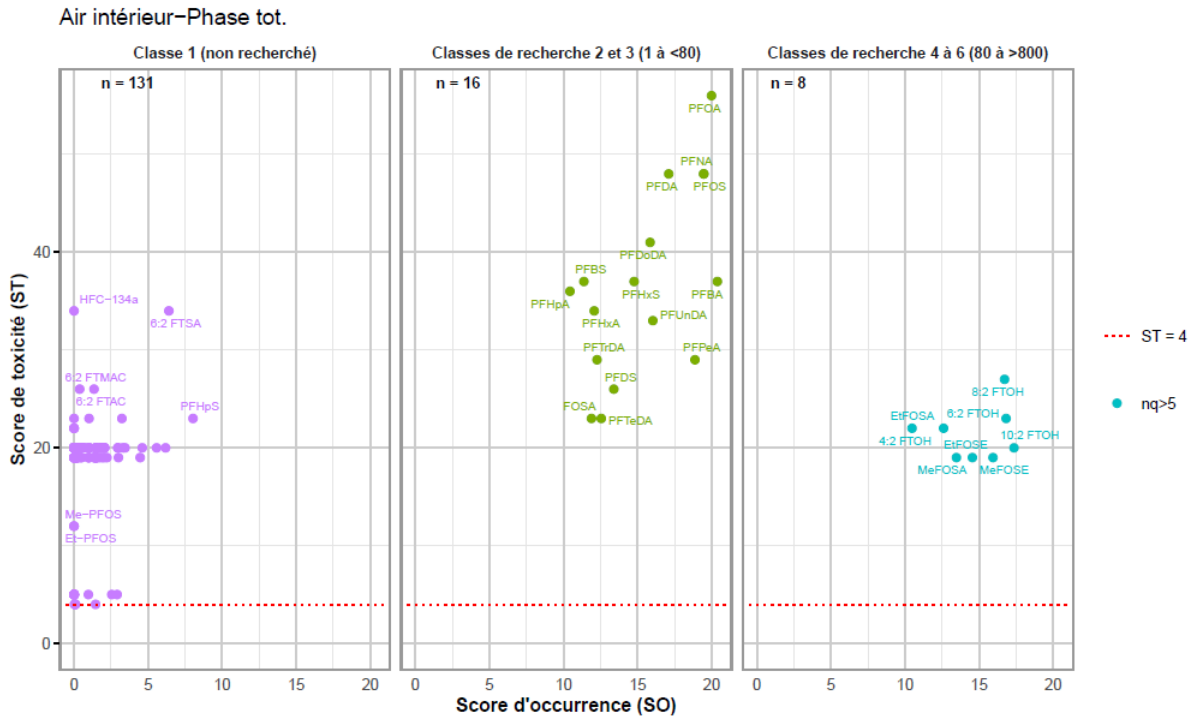


Figure 47. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase totale »

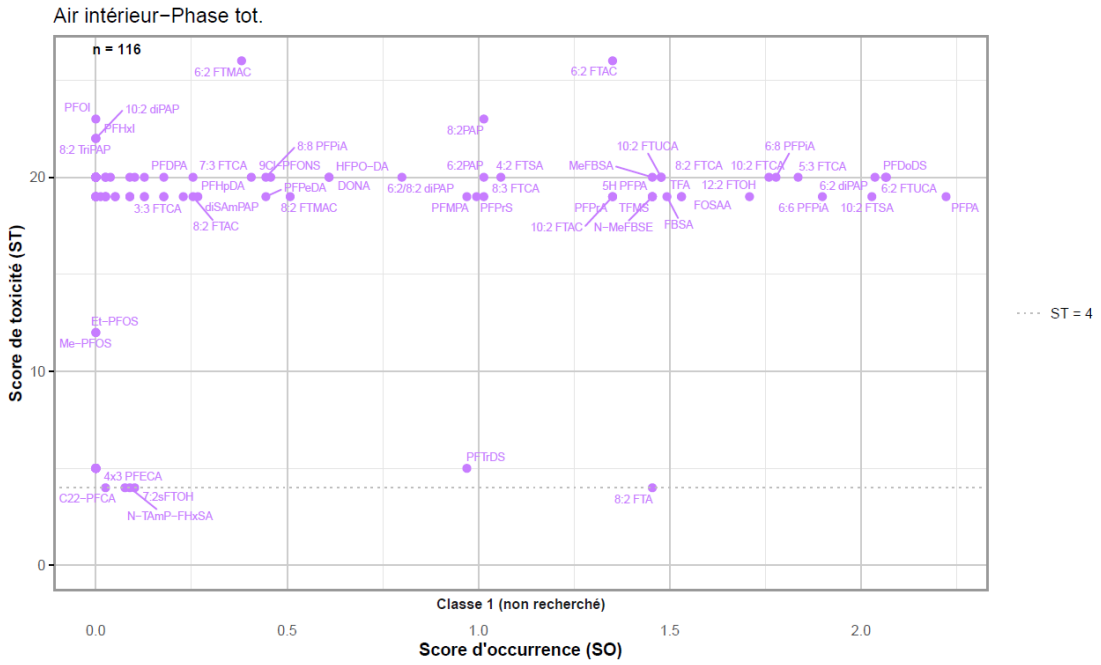


Figure 48. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air intérieur - Phase totale », échelle rapprochée pour la classe 1

6.2.5 Air extérieur

Il n'existe à ce jour que très peu de données de mesures pour l'air extérieur. Les données exploitées pour la catégorisation incluent des données françaises et européennes issues de la littérature, en distinguant les mesures réalisées dans la phase gazeuse, la phase particulaire et la phase totale. Tous les PFAS n'ont pas systématiquement été recherchés dans ces

différentes phases. Comme pour l'air intérieur, le GT n'a pas analysé la technique de prélèvement des PFAS, ni la répartition dans les différentes phases au regard des propriétés physico-chimiques des PFAS. De ce fait, le GT propose d'interpréter les graphes de catégorisation de façon globale. Les Figure 49 à Figure 53 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "air extérieur" (phases gazeuse, particulaire et totale), pour les classes 1 à 6.

Ainsi, il est proposé de mettre en place une surveillance exploratoire des PFAS des classes de recherche "4 à 6" et "2-3" suivants : 10:2 FTOH, , 6:2 FTAC, 6:2 FTOH, , 8:2 FTOH, EtFOSA, EtFOSE, FOSA, , MeFOSA, MeFOSE , PFBS, PFDA, PFHpA, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, 10:2 FTAC, 12:2 FTOH, 4:2 FTOH, 6:2 FTCA, 6:2 FTSA, 8:2 FTA, MeFBSA, N-MeFBSE, PFBA, PFDoDA, PFDS, PFHpS, PFPeA, PFPeS, PFTeDA, PFTrDA, PFUnDA.

Une surveillance localisée des sources et des milieux connexes combinée à une surveillance exploratoire est recommandée pour les PFAS suivants : 10:2 FTSA, 4:2 FTSA, 6:2 FTCA, 6:2 FTOH, 6:2 FTSA, 8:2 FTOH, 8:2 FTSA, DONA, EtFOSAA, HFPO-DA, PFBS, PFDoDS, PFHpS, PFHxDA, PFHxS, PFNS, PFODA, PFPeS, PFTeDA, PFTrDA.

Enfin, une vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2, notamment LOQ) pour consolider le SO et valider la non-inclusion dans la surveillance est nécessaire pour le MeFOSA.

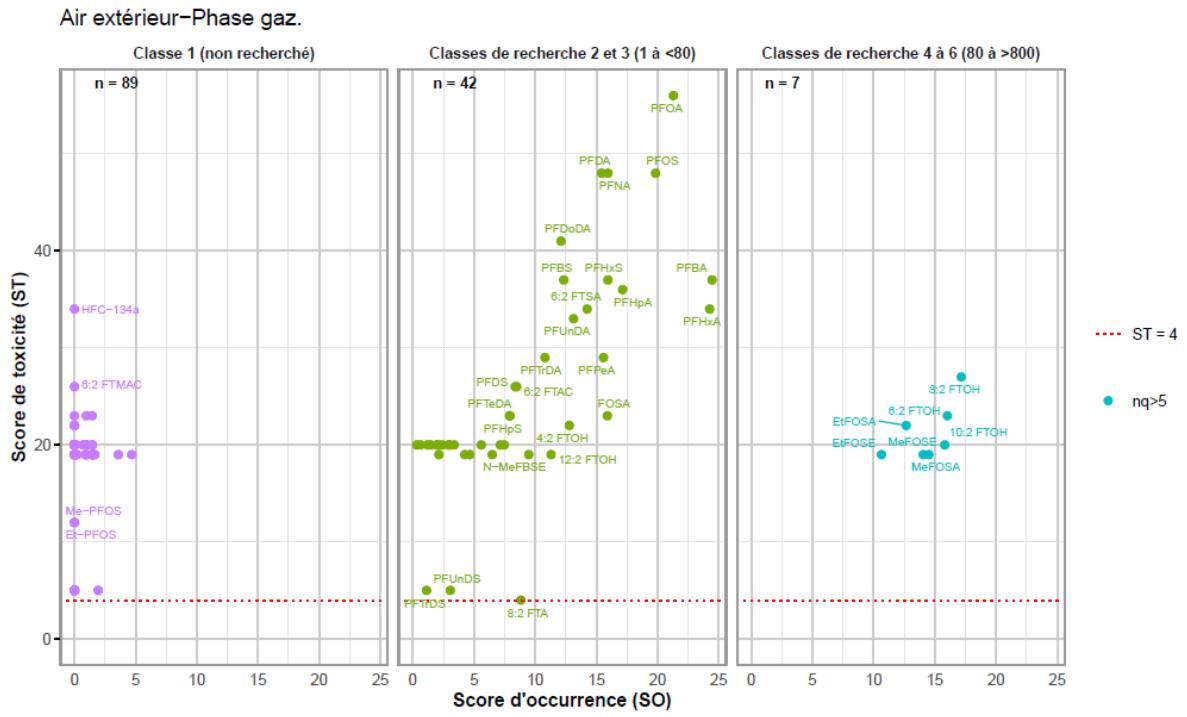


Figure 49. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase gazeuse »

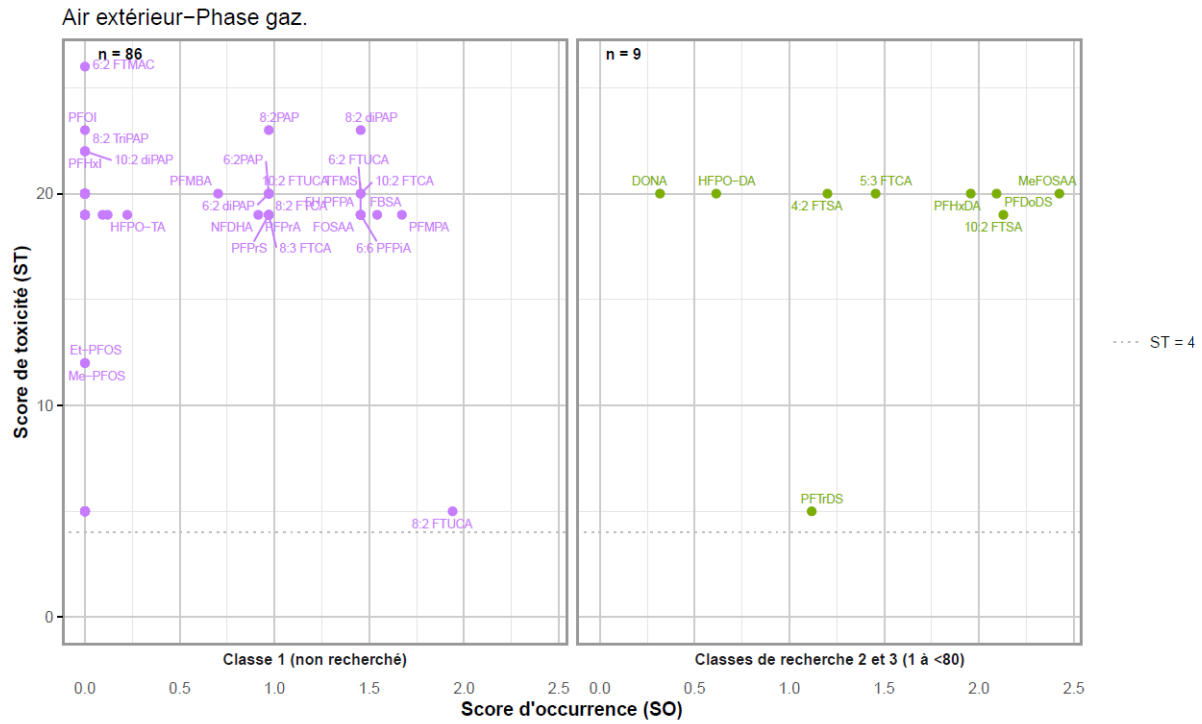


Figure 50. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur - Phase particulaire », échelle rapprochée pour la classe 1

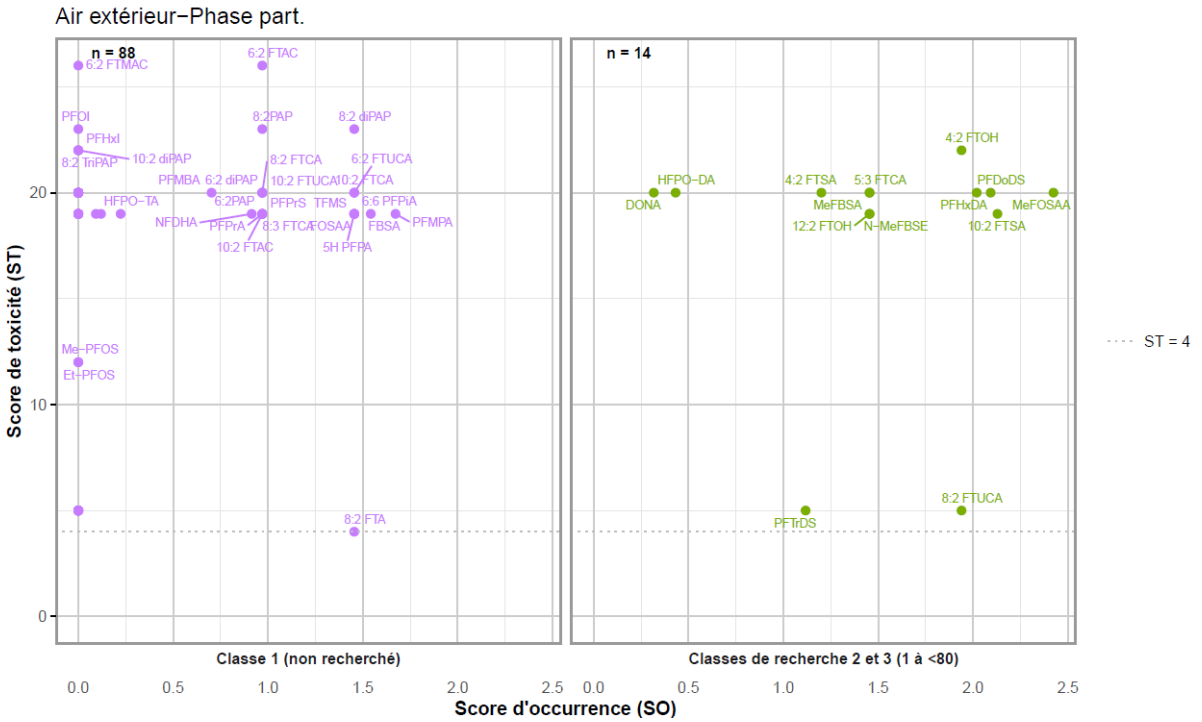


Figure 51. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase particulaire »

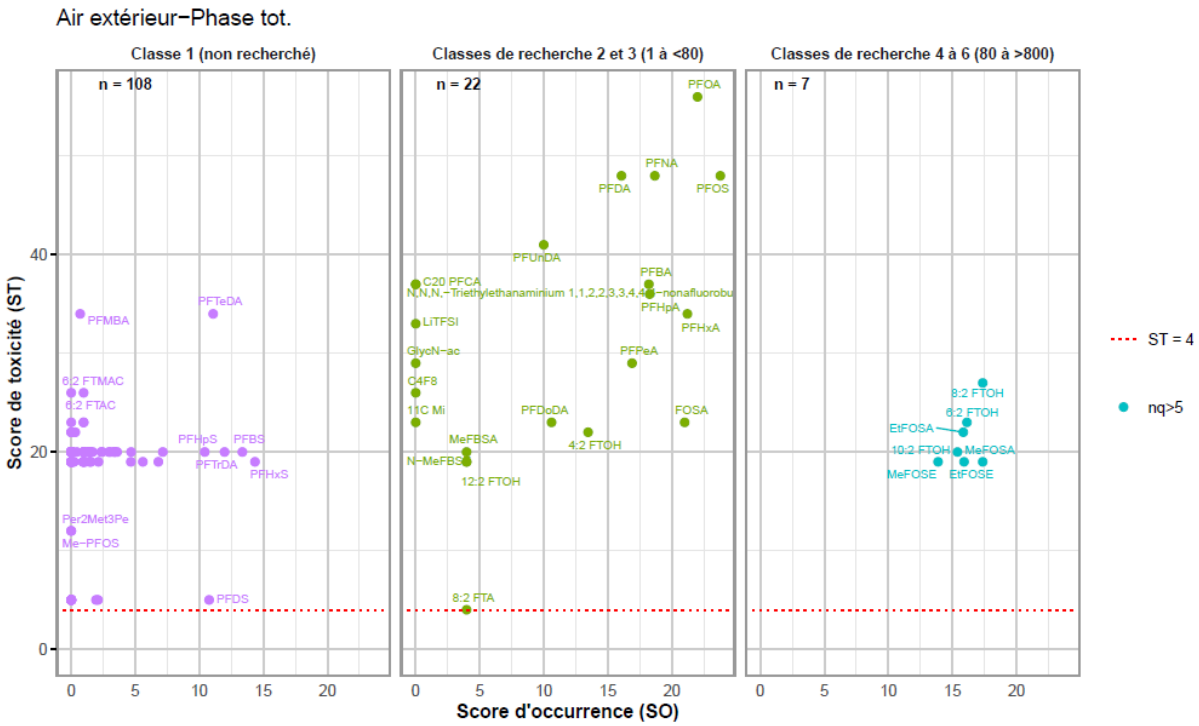


Figure 52. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase totale »

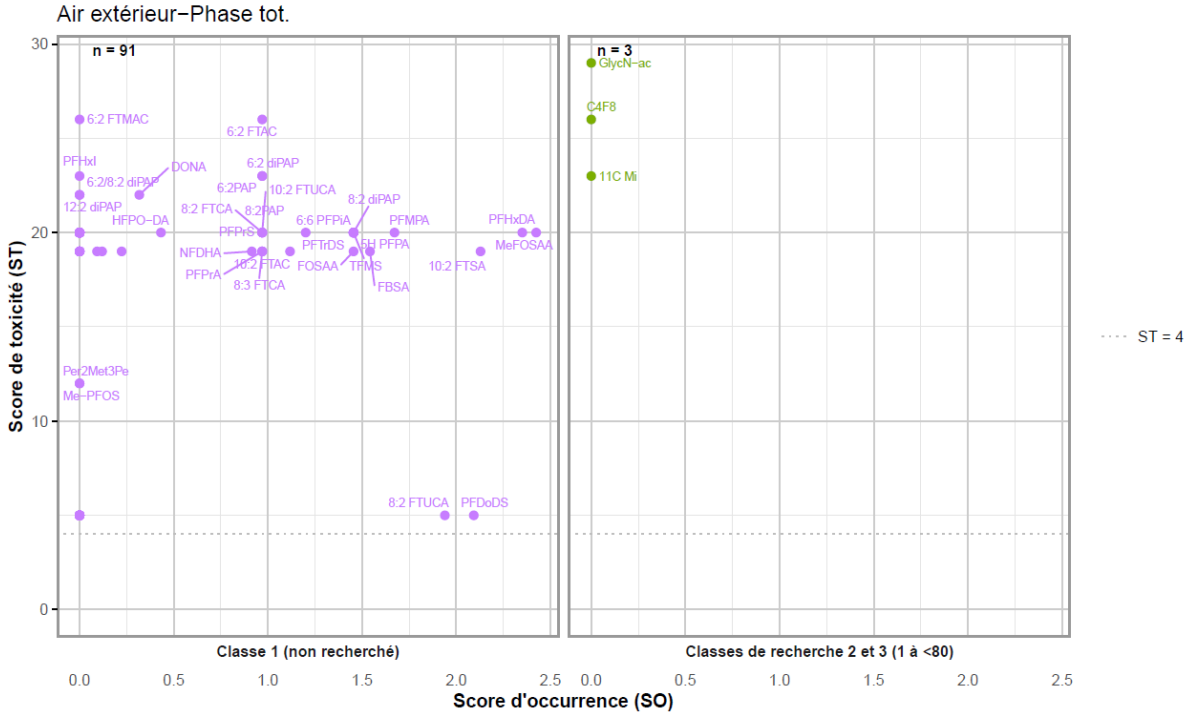


Figure 53. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « Air extérieur- Phase totale », échelle rapprochée pour les classes 1 et 2-3

6.2.6 Stratégie de surveillance à l'échelle des compartiments air, sol et poussières

La liste des substances à inclure dans une surveillance exploratoire sont listées dans le Tableau 23 ci-dessous.

Tableau 23 : Compilation des listes de PFAS issues des différents compartiments air, sol, poussières recommandées pour une surveillance exploratoire

Sols	Poussières extérieures	Air extérieur	Poussières intérieures	Air intérieur
		10:2 FTAC		10:2 FTAC
10:2 FTCA				
10:2 FTOH		10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH
		10:2 FTSA		
10:2 FTUCA			10:2 FTUCA	
		12:2 FTOH		12:2 FTOH
		4:2 FTOH		4:2 FTOH
4:2 FTSA		4:2 FTSA		
5:3 FTCA				
6:2 diPAP			6:2 diPAP	
6:2 FTAB				
		6:2 FTAC		6:2 FTAC
6:2 FTCA	6:2 FTCA	6:2 FTCA		6:2 FTCA
				6:2 FTMAC
6:2 FTOH		6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
6:2 FtSaAM				
6:2 FTUCA			6:2 FTUCA	
6:2PAP			6:2PAP	
			6:6 PFPiA	
			6:8 PFPiA	
8:2 diPAP			8:2 diPAP	
		8:2 FTA		8:2 FTA
8:2 FTCA				
8:2 FTOH		8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH
8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	
8:2 FTUCA				
8:2PAP			8:2PAP	
			8:8 PFPiA	
9Cl-PFONS				
		DONA		
	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA

Sols	Poussières extérieures	Air extérieur	Poussières intérieures	Air intérieur
EtFOSAA		EtFOSAA	EtFOSAA	
		EtFOSE	EtFOSE	EtFOSE
FBSA				
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
FOSAA				
		HFPO-DA		
		MeFBSA		MeFBSA
		MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA
		MeFOSE	MeFOSE	MeFOSE
		N-MeFBSE		N-MeFBSE
PFBA	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**
PFBS	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**
PFDA	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**
PFDoDA	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**
		PFDoDS		
			PFDPA	
PFDS	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**
PFHpA	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**
PFHpS	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**
PFHxA	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**
		PFHxDA		
			PFHxPA	
PFHxS	**PFHxS**	**PFHxS**	**PFHxS**	**PFHxS**
PFNA	**PFNA**	**PFNA**	**PFNA**	**PFNA**
		PFNS	**PFNS**	
PFOA	**PFOA**	**PFOA**	**PFOA**	**PFOA**
		PFODA	PFODA	PFODA
			PFOPA	
PFOS	**PFOS**	**PFOS**	**PFOS**	**PFOS**
PFPeA	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**
	PFPeS	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**
PFTeDA	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**
PFTrDA	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**
PFUnDA	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**
	TFA			

exploratoire

Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14

Dans un objectif de clarté et de cohérence, le GT propose d'harmoniser les listes de PFAS à rechercher dans les compartiments air, sol et poussières. En effet, bien qu'ayant leurs spécificités, certains compartiments sont interconnectés.

La liste des substances ajoutées par analogie concerne les compartiments extérieurs (sols, poussières, air) d'une part, et intérieurs (air, poussières) d'autres part.

Bien que des transferts entre les matrices extérieures et intérieures existent (transferts du sol ou des poussières extérieurs vers les poussières intérieures ou de l'air extérieur vers l'air intérieur), ils n'ont pas été considérés pour établir la liste harmonisée des substances. Les substances concernées font déjà l'objet d'une recommandation de surveillance localisée des sources et des milieux connexes (cf. chapitre 6.4.2). Les cas particuliers sont les suivants :

- La recherche du TFA est recommandée pour l'ensemble des compartiments, compte tenu de son caractère ubiquitaire, de sa volatilité et afin de répondre aux préoccupations de santé publique liées à cette substance,
- La recherche des PFCA/PFSA (en gras dans le Tableau 24) est recommandée pour l'ensemble des compartiments, du fait que ces substances soient analysables facilement simultanément.
- La recherche du 6:2 FTMAC (initialement retrouvé dans le compartiment "air intérieur") est recommandée pour les environnements intérieurs et l'air extérieur. Il s'agit de la seule substance PFAS uniquement retrouvée pour l'air intérieur.

Cette liste, issue de la synthèse des éléments précédents, est présentée dans le Tableau 24 ci-dessous.

Tableau 24 : Liste commune des PFAS à surveiller dans les compartiments air, sols et poussières

Sols	Poussières extérieures	Air extérieur	Poussières intérieures	Air intérieur
10:2 FTAC	10:2 FTAC	10:2 FTAC	10:2 FTAC	10:2 FTAC
10:2 FTCA	10:2 FTCA			
10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH
10:2 FTSA	10:2 FTSA	10:2 FTSA		
10:2 FTUCA	10:2 FTUCA		10:2 FTUCA	10:2 FTUCA
12:2 FTOH	12:2 FTOH	12:2 FTOH	12:2 FTOH	12:2 FTOH
4:2 FTOH	4:2 FTOH	4:2 FTOH	4:2 FTOH	4:2 FTOH
4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA		
5:3 FTCA	5:3 FTCA			
6:2 diPAP	6:2 diPAP		6:2 diPAP	6:2 diPAP
6:2 FTAB	6:2 FTAB			
6:2 FTAC	6:2 FTAC	6:2 FTAC	6:2 FTAC	6:2 FTAC
6:2 FTCA	6:2 FTCA	6:2 FTCA	6:2 FTCA	6:2 FTCA
		6:2 FTMAC	6:2 FTMAC	6:2 FTMAC
6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
6:2 FtSaAM	6:2 FtSaAM			

Sols	Poussières extérieures	Air extérieur	Poussières intérieures	Air intérieur
6:2 FTUCA	6:2 FTUCA		6:2 FTUCA	6:2 FTUCA
6:2PAP	6:2PAP		6:2PAP	6:2PAP
			6:6 PFPiA	6:6 PFPiA
			6:8 PFPiA	6:8 PFPiA
8:2 diPAP	8:2 diPAP		8:2 diPAP	8:2 diPAP
8:2 FTA	8:2 FTA	8:2 FTA	8:2 FTA	8:2 FTA
8:2 FTCA	8:2 FTCA			
8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH
8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA
8:2 FTUCA	8:2 FTUCA			
8:2PAP	8:2PAP		8:2PAP	8:2PAP
			8:8 PFPiA	8:8 PFPiA
9Cl-PFONS	9Cl-PFONS			
DONA	DONA	DONA		
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA
EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA
EtFOSE	EtFOSE	EtFOSE	EtFOSE	EtFOSE
FBSA	FBSA			
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
FOSAA	FOSAA			
HFPO-DA	HFPO-DA	HFPO-DA		
MeFBSA	MeFBSA	MeFBSA	MeFBSA	MeFBSA
MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA
MeFOSE	MeFOSE	MeFOSE	MeFOSE	MeFOSE
N-MeFBSE	N-MeFBSE	N-MeFBSE	N-MeFBSE	N-MeFBSE
PFBA	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**	**PFBA**
PFBS	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**	**PFBS**
PFDA	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**	**PFDA**
PFDoDA	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**	**PFDoDA**
PFDoDS	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**	**PFDoDS**
			PFDPA	PFDPA
PFDS	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**
PFHpA	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**	**PFHpA**
PFHpS	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**
PFHxA	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**	**PFHxA**
PFHxDA	PFHxDA	PFHxDA		
			PFHxPA	PFHxPA
PFHxS	**PFHxS**	**PFHxS**	**PFHxS**	**PFHxS**

Sols	Poussières extérieures	Air extérieur	Poussières intérieures	Air intérieur
PFNA	**PFNA**	**PFNA**	**PFNA**	**PFNA**
PFNS	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**	**PFNS**
PFOA	**PFOA**	**PFOA**	**PFOA**	**PFOA**
PFODA	PFODA	PFODA	PFODA	PFODA
			PFOPA	PFOPA
PFOS	**PFOS**	**PFOS**	**PFOS**	**PFOS**
PFPeA	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**	**PFPeA**
PFPeS	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**	**PFPeS**
PFTeDA	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**	**PFTeDA**
PFTrDA	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**	**PFTrDA**
PFUnDA	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**	**PFUnDA**
TFA	TFA	TFA	TFA	TFA

exploratoire

Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14

Après harmonisation des listes des compartiments liés (sous réserve de vérification des propriétés physico-chimiques), cette liste contient :

- les PFCA de C4 à C14, et les PFSA de C4 à C12
- Le FOSA, FOSAA, EtFOSA, EtFOSAA, MeFOSA, MeFOSAA
- Des fluorotélomères alcool et sulfoniques,
- Le TFA

La liste des substances identifiées comme d'intérêt pourra être affinée avec l'amélioration des connaissances sur les usages et les sources de contamination tout en considérant les connexions entre ces différents compartiments environnementaux (transfert air extérieur/air intérieur, sol/poussières, air/poussières, air/sol). Il est donc nécessaire de renforcer la connaissance sur les sources intérieures (produits de consommation et matériaux de construction) et extérieures (rejets atmosphériques ICPE). Pour les sols, les sources peuvent être à la fois les rejets atmosphériques mais aussi les épandages des boues urbaines et industrielles (agroalimentaires, papeteries) et dans une moindre mesure des autres déchets organiques apportés aux sols.

6.3 Milieux aquatiques et EDCH

6.3.1 Eaux de surface - eau

Ce sous-compartiment présente des PFAS qui ont été largement recherchés et/ou quantifiés (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 54 et Figure 55 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "eau" ESU, pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, FOSA, EtFOSA, 6:2 FTSA et 8:2 FTSA.

Pour les PFAS peu surveillés de ce sous-compartiment (classes de recherche 2 et 3) mais pour lesquels il existe des faisceaux de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire pour les substances identifiées comme d'intérêt : PFHxDA, PFODA, EtFOSAA, 10:2 FTSA, 6:2 FTAB, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, DONA, HFPO-DA, HFPO-TA, FBSA, NFDHA, PFMBA, PFMPA et MeFOSA.

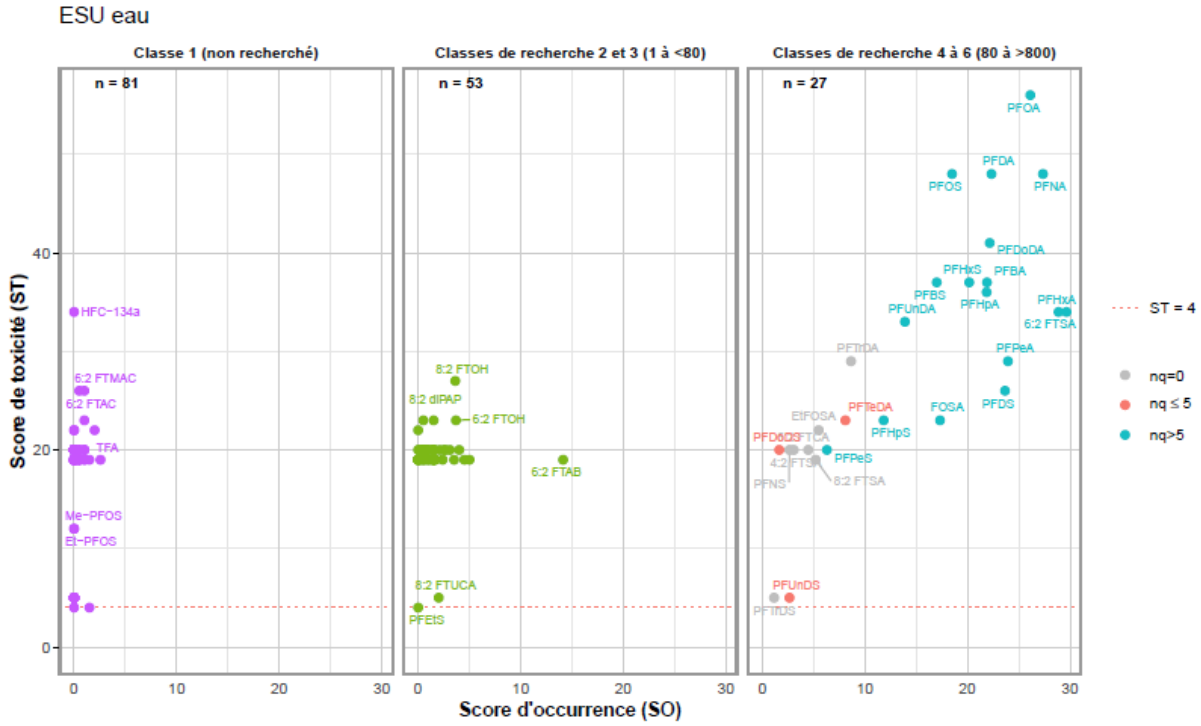


Figure 54. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » des ESU pour les classes 1 à 6

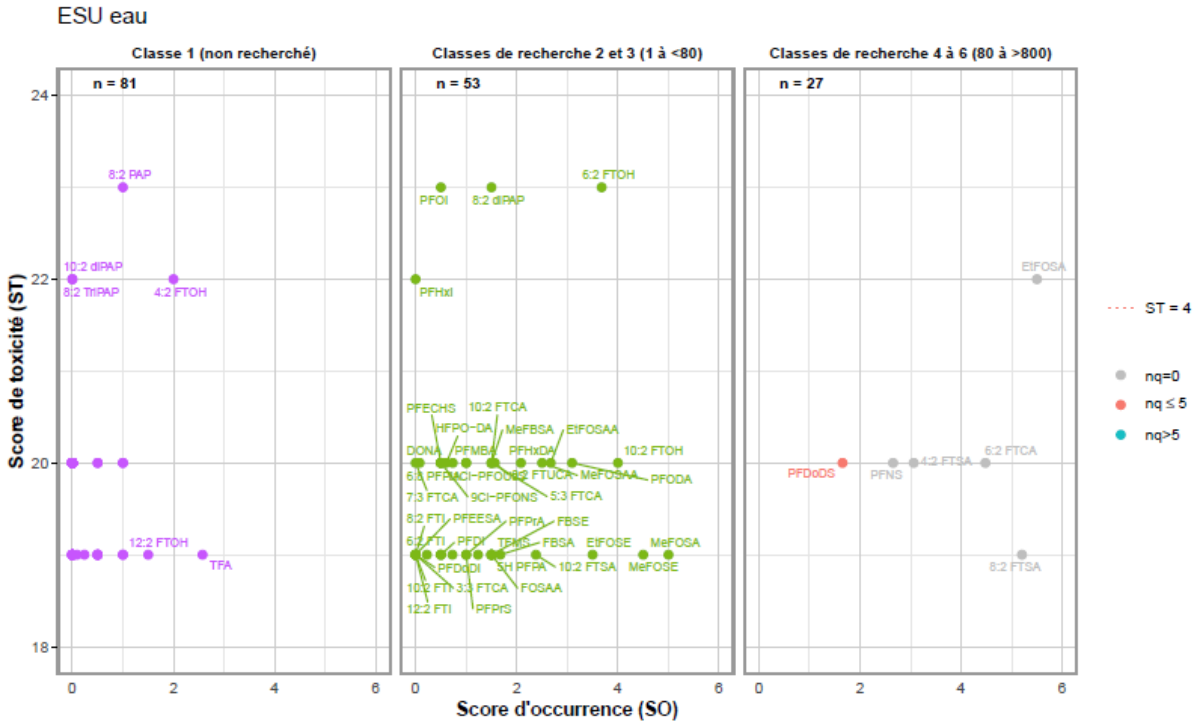


Figure 55. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » des ESU pour les classes 1 à 6, échelle rapprochée

6.3.2 Eaux de surface- Biote

Ce sous-compartiment présente des substances qui ont été largement recherchées et quantifiées (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 56 et Figure 57 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "biote" ESU, pour les classes 1 à 6 (aucun PFAS n'est positionné en classes de recherche 2 et 3).

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFOA, PFNA, PFDA, PFDoDA et PFTrDA.

En revanche, pour les PFAS non recherchés dans ce sous-compartiment (classe de recherche 1), mais pour lesquels il existe des faisceaux de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFUnDA, PFTeDA, PFBS, PFPeS, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, MeFOSAA, EtFOSAA, FOSA, EtFOSA et MeFOSA.

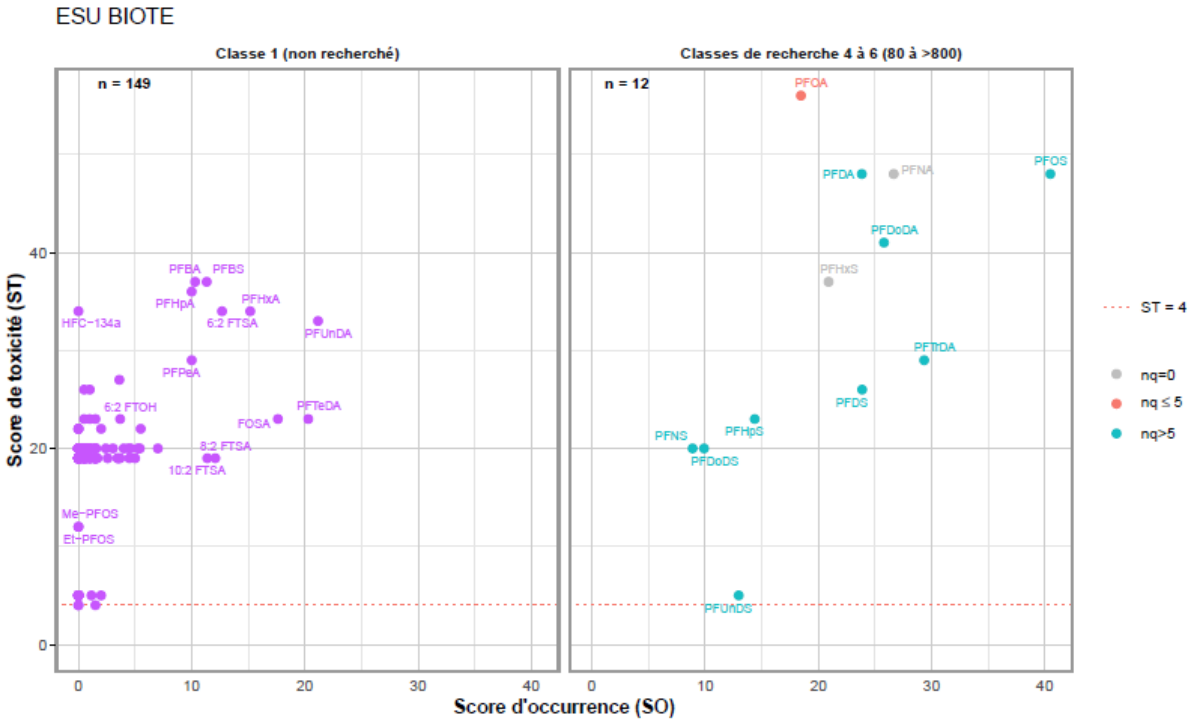


Figure 56. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » des ESU pour les classes 1 à 6

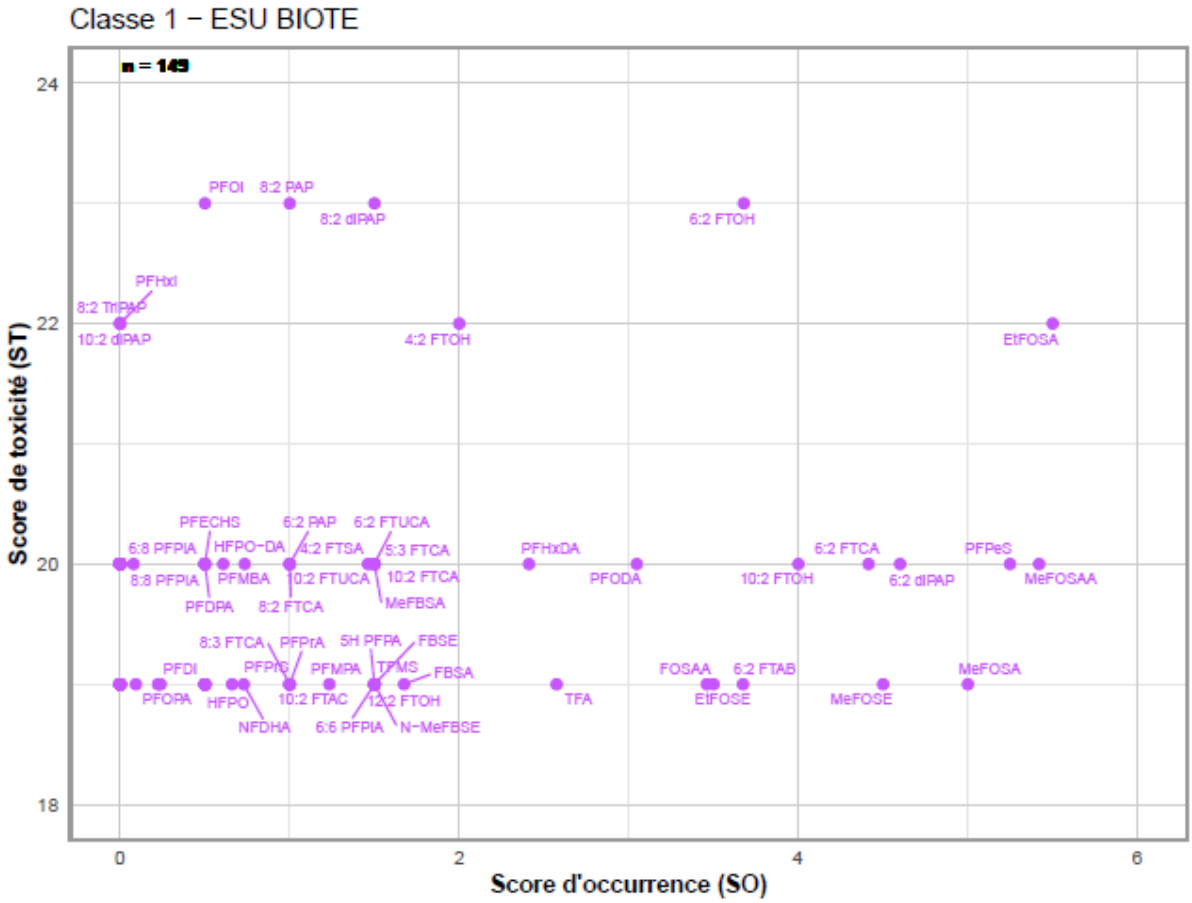


Figure 57. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » des ESU pour la classe 1, échelle rapprochée

6.3.3 Eaux de surface - sédiments

Ce sous-compartiment présente des substances qui ont été largement recherchées et quantifiées (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 58 et Figure 59 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "sédiment" ESU, pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS ainsi que le, FOSA, EtFOSA, MeFOSA, EtFOSAA et MeFOSAA.

Pour les PFAS peu surveillés dans ce sous-compartiment (classes de recherche 2 et 3), mais pour lesquels il existe des faisceaux de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire : PFBA, PFBS, PFPeS, 4:2 FTSA, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, 6:2 FTAB, 8:2 FTAB, 6:2 diPAP, 8:2 diPAP, FOSAA, DONA, HFPO-DA et 5:3 FTCA.

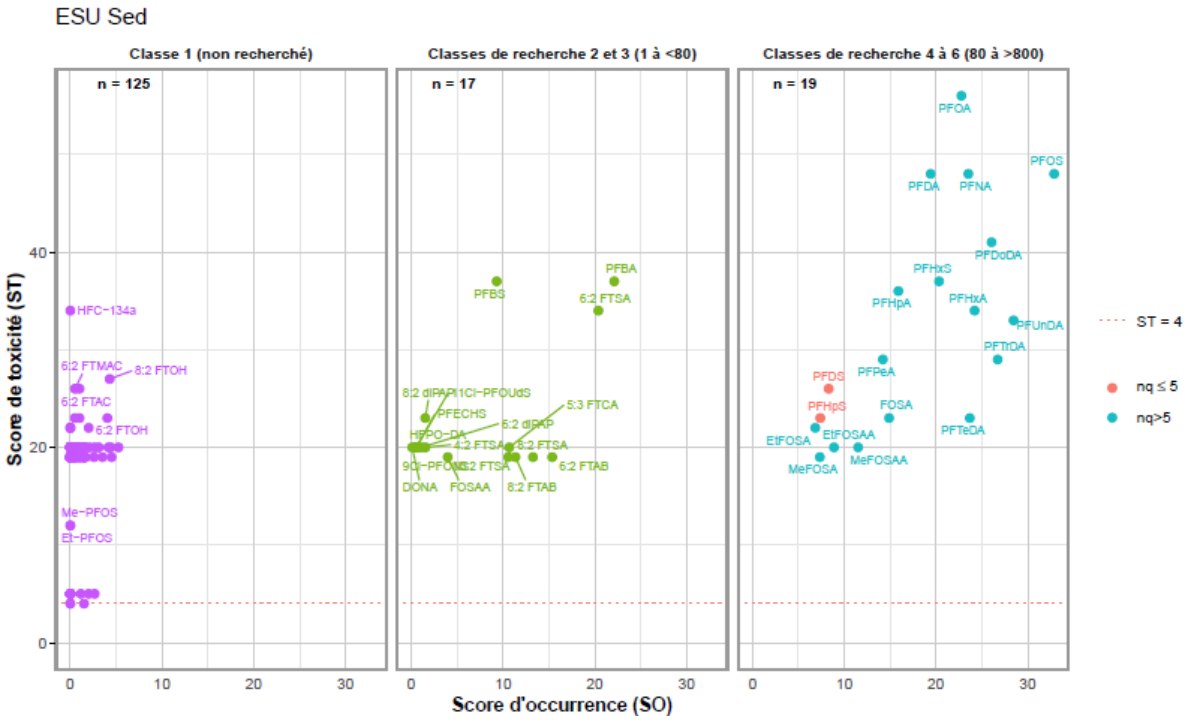


Figure 58. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » des ESU pour les classes 1 à 6

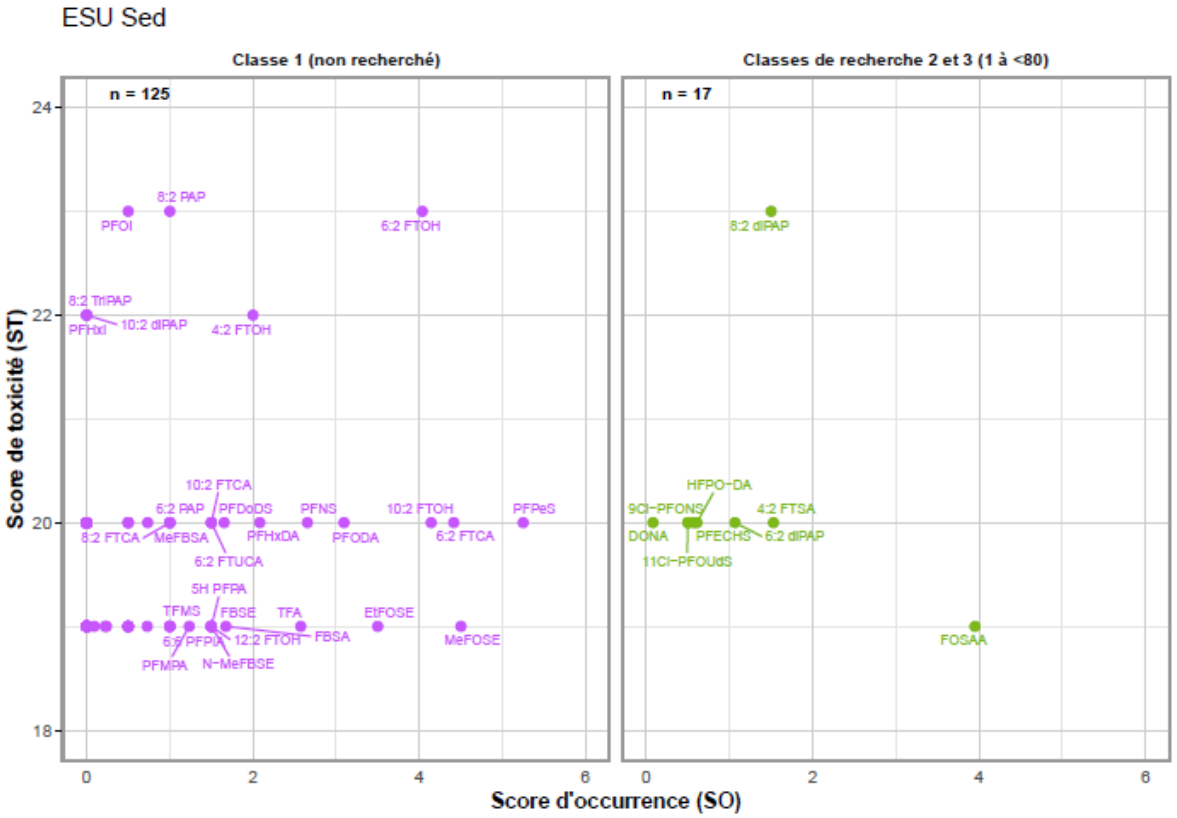


Figure 59. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » des ESU pour les classes 1, 2 et 3, échelle rapprochée

6.3.4 Eaux souterraines

Ce sous-compartiment présente des substances qui ont été largement recherchées et quantifiées (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 60 et Figure 61 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment ESO, pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTrDS, PFTeDA, FOSA, EtFOSA, 6:2 FTSA et 8:2 FTSA. Les données pour le 10:2 FTCA et 10:2 FTUCA, qui ont été suffisamment recherchés, faiblement quantifiés mais présentant des concentrations importantes, sont étonnants du fait des connaissances sur ces deux molécules et leurs propriétés (peu mobiles). Cela pourrait indiquer une présence en lien avec des contextes à pression PFAS caractérisée. Le GT propose donc dans un premier temps de ne pas les suivre par une surveillance pérenne, mais de les intégrer à la surveillance des sources et milieux connexes et de vérifier l'origine des mesures et la qualité des résultats d'analyse utilisés.

Pour les PFAS peu surveillés dans ce sous-compartiment (classes de recherche 2 et 3), mais avec des faisceaux de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire pour le MeFOSA, TFA, 10:2 FTSA, 6:2 FTAB 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, DONA, HFPO-DA, HFPO-TA, NFDHA, PFMBA, PFMPA, C604, PFHxSA et le 5H PFPA.

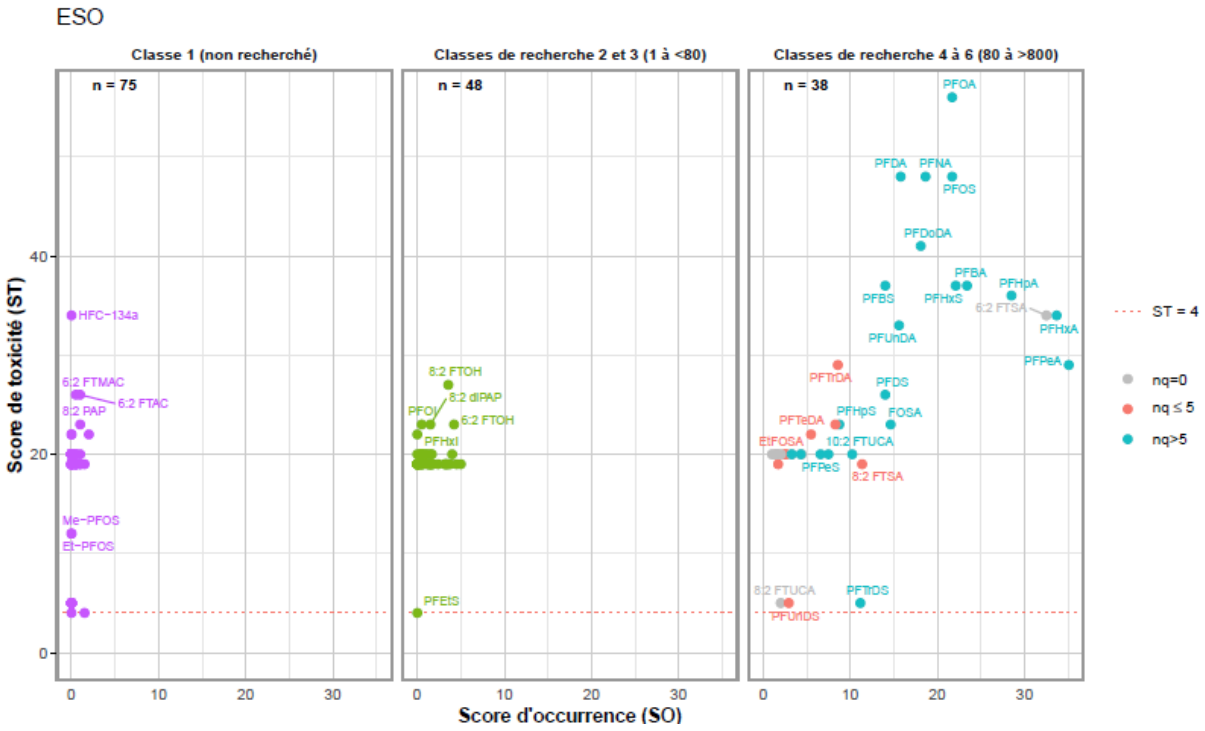


Figure 60. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ESO » pour les classes 1 à 6

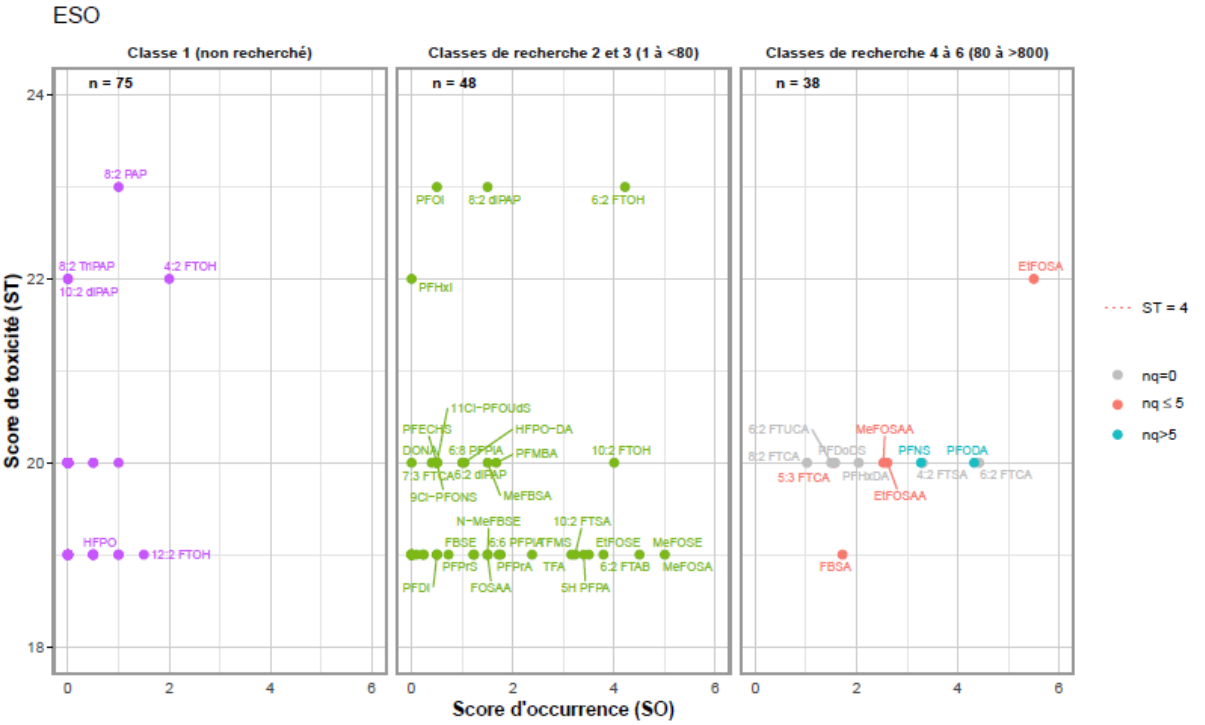


Figure 61. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ESO » pour les classes 1 à 6, échelle rapprochée

6.3.5 MER - eau

Les Figure 62 et Figure 63 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "eau" MER, pour les classes 1 à 3 (aucun PFAS n'est représenté dans les classes 4 à 6).

Aucune surveillance n'est réalisée dans l'eau de mer, excepté pour le PFOS qui a été recherché mais moins de 80 fois. La matrice de référence pour l'eau de mer est le biote ou l'échantillonnage passif dans certains cas. De plus, cette surveillance nécessite l'atteinte de LOQ très faible, pour quantifier des molécules.

La surveillance exploratoire est préconisée pour les PFAS suivants : PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, FOSA, EtFOSA, MeFOSA, 6:2 FTSA et 8:2 FTSA.

Un focus sur les zones côtières/littorales est préconisé pour faciliter la quantification dans des milieux moins dilués que l'eau de mer.

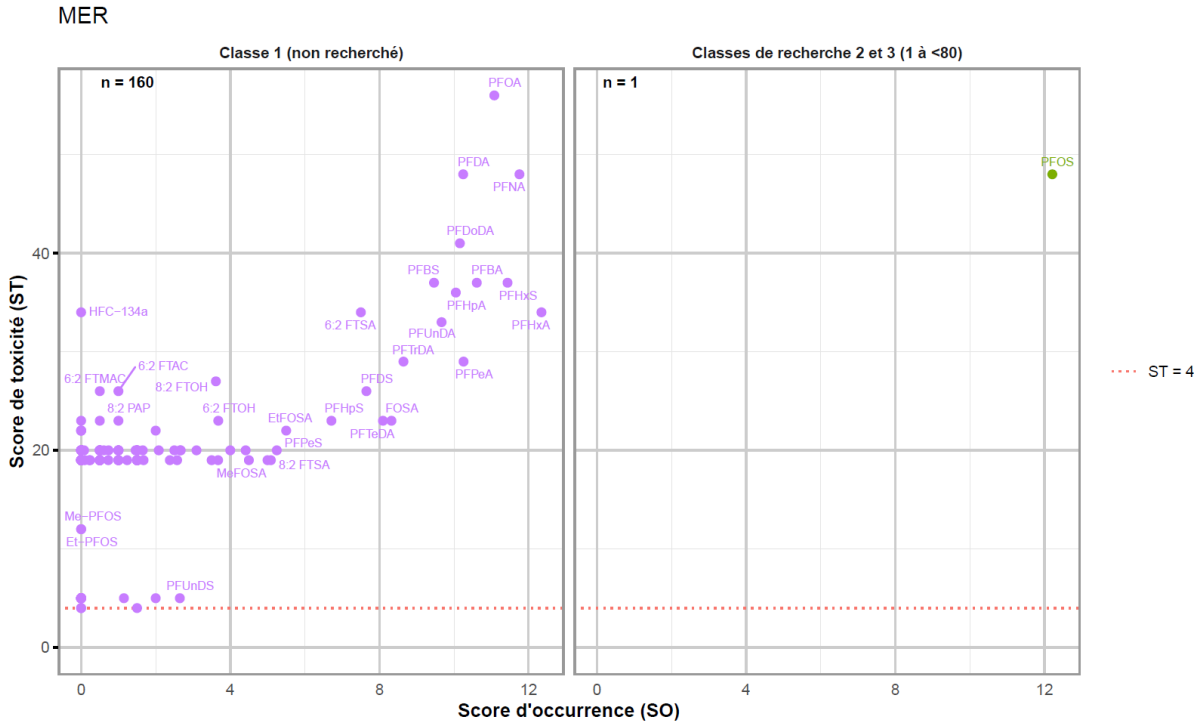


Figure 62. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » MER pour les classes 1 à 3

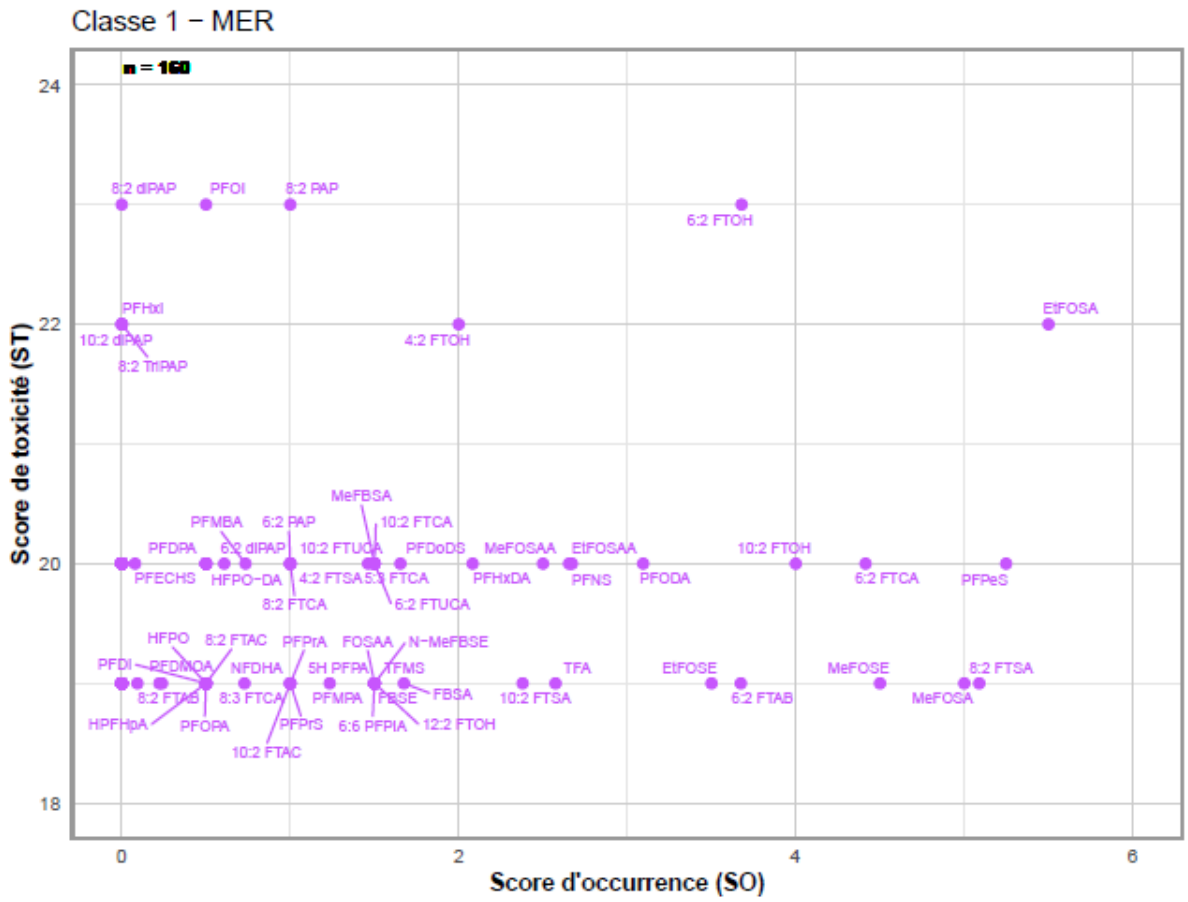


Figure 63. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eau » MER pour la classe 1, échelle rapprochée

6.3.6 MER – biote

Ce sous-compartiment présente des substances qui ont été largement recherchées et quantifiées (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 64 et Figure 65 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "biote" MER, pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA.

Concernant les PFAS peu surveillés dans ce sous-compartiment (classes de recherche 2 et 3), et proposés à une surveillance exploratoire, une seule molécule est identifiée, le FOSA.

En revanche, pour les PFAS non recherchés dans ce sous-compartiment (classe de recherche 1), mais pour lesquels il existe des faisceaux de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire : PFPeS, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, MeFOSA, MeFOSAA, EtFOSA et EtFOSAA.

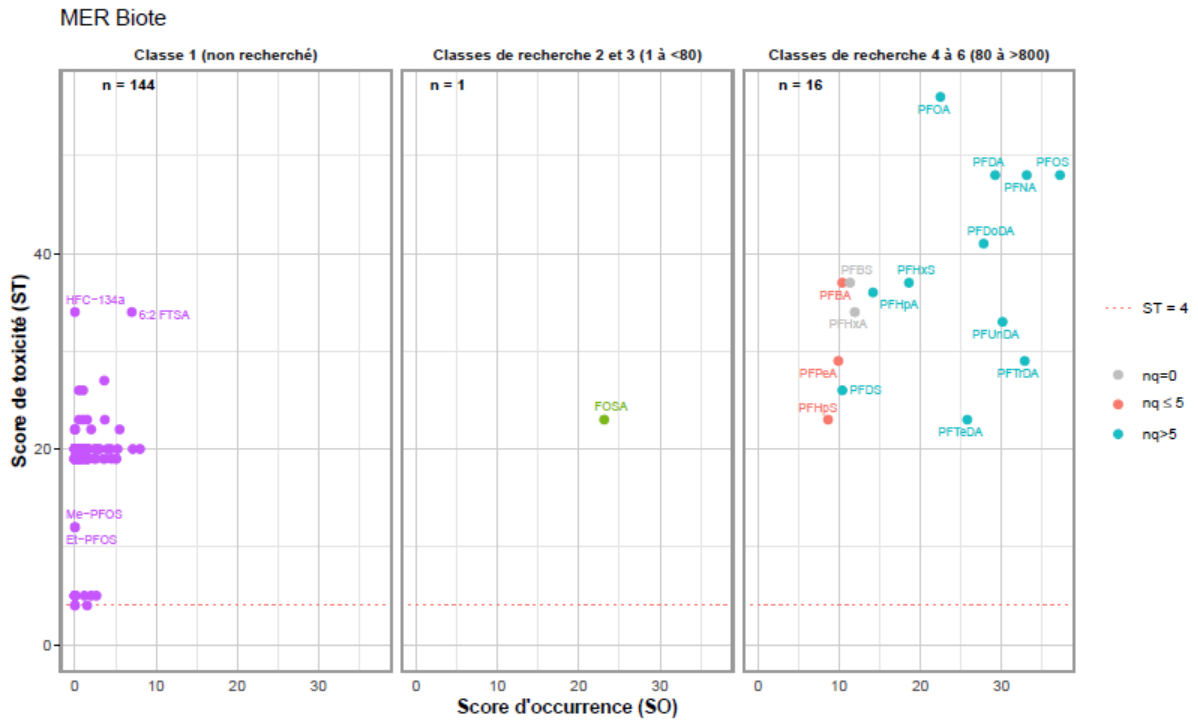


Figure 64. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » MER pour les classes 1 à 6

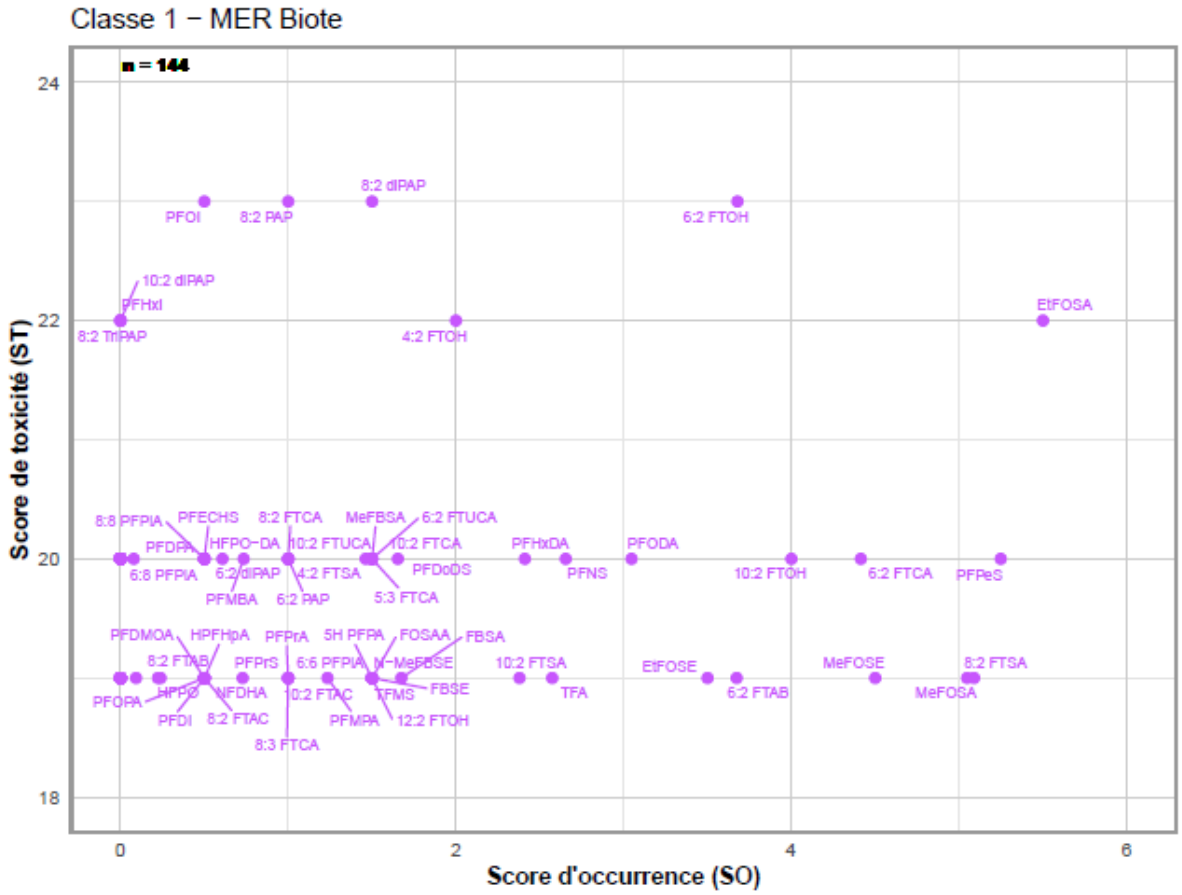


Figure 65. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « biote » MER pour la classe 1, échelle rapprochée

6.3.7 MER - sédiments

Ce sous-compartiment présente des substances qui ont été largement recherchées et quantifiées (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 66 et Figure 67 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "sédiments" MER, pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA.

Pour les PFAS peu surveillés dans ce sous-compartiment (classes de recherche 2 et 3) mais avec des faisceaux de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire : PFPeS, PFNS, PFDoDS, FOSA, EtFOSA, EtFOSAA, MeFOSA, 4:2 FTSA, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, 6:2 FTAB, DONA et HFPO-DA.

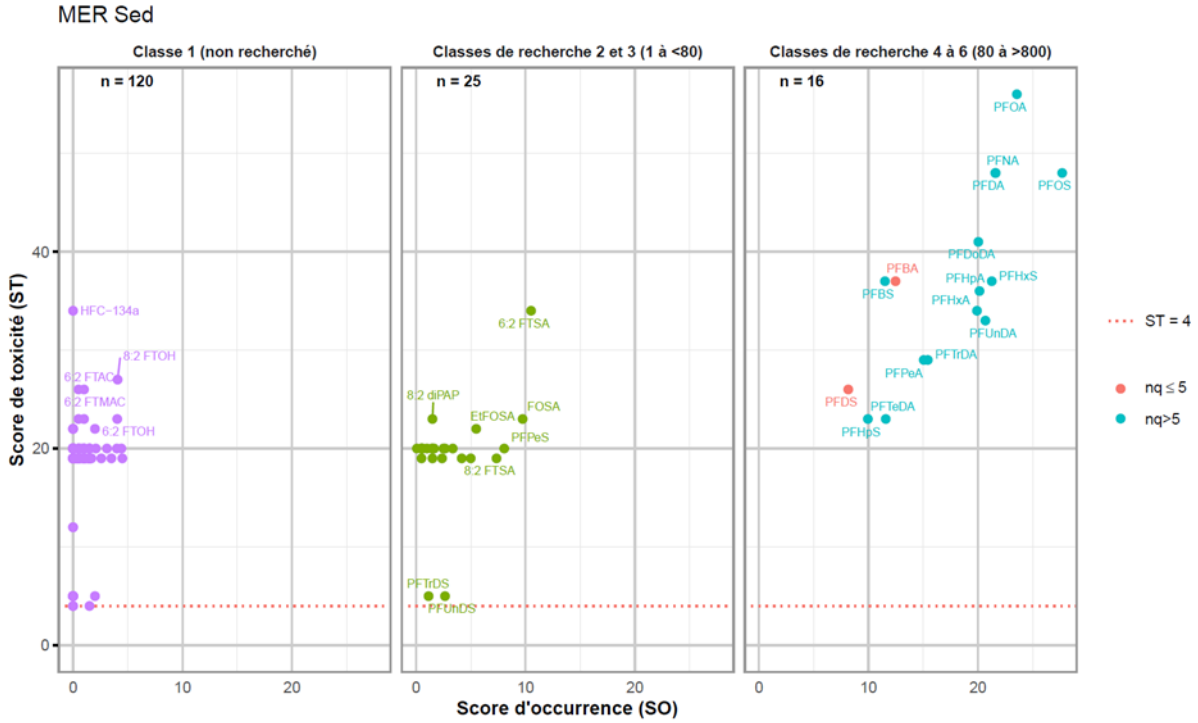


Figure 66. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » MER pour les classes 1 à 6

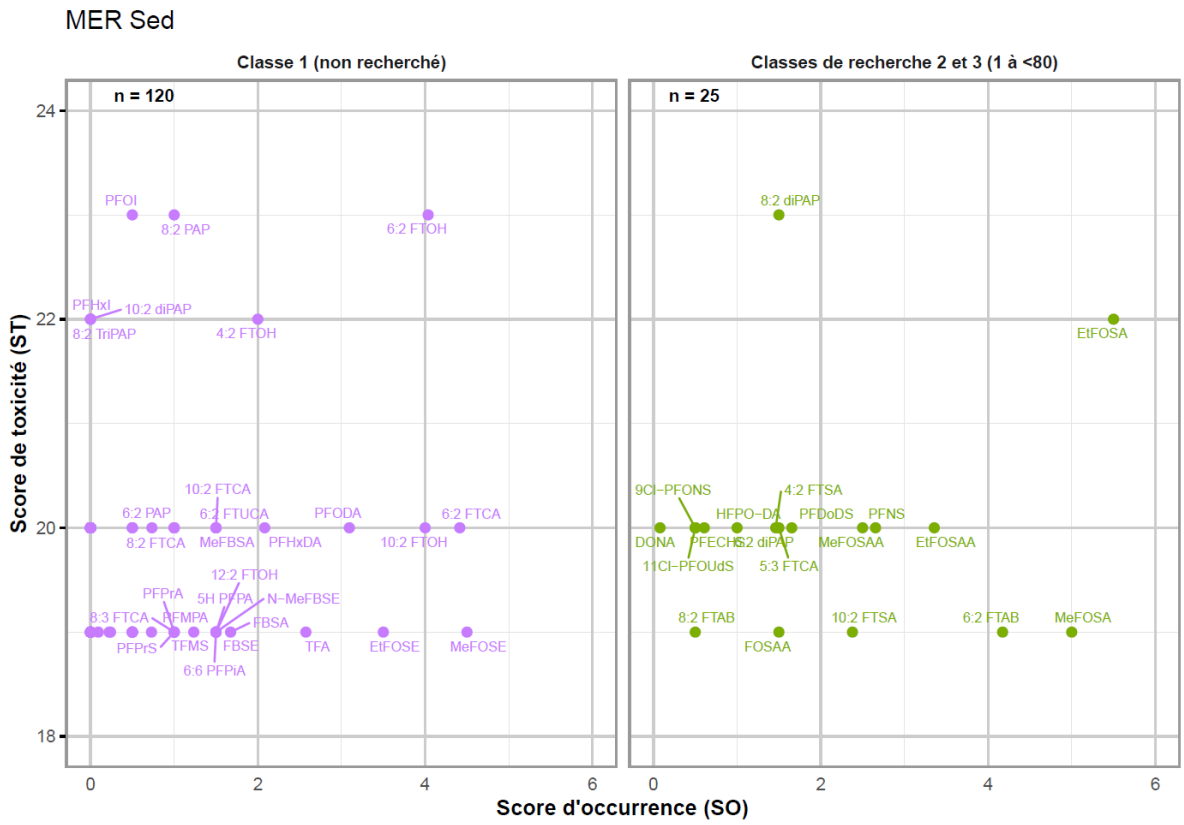


Figure 67. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « sédiments » MER pour les classes 1 à 3, échelle rapprochée

6.3.8 Ressources utilisées pour la production d'EDCH

Ce sous-compartiment présente des substances qui ont été largement recherchées et quantifiées (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 68 et Figure 69 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "ressources utilisées pour la production d'EDCH", pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA ainsi que le 6:2 FTSA et PFODA. Le FOSA dont le positionnement est majoritairement porté par le SO3 est ajouté à cette liste.

Pour les PFAS peu surveillés dans ce sous-compartiment (classes de recherche 2 et 3) mais avec un faisceau de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire : EtFOSA, EtFOSAA, MeFOSA, 4:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, 6:2 FTCA, 6:2 FTOH, 8:2 FOTH, DONA, HFPO-DA, HFPO-TA, FBSA, NFDHA, PFMBA, PFMPA, 5H PFPA, C604, PFHxSA et TFA.

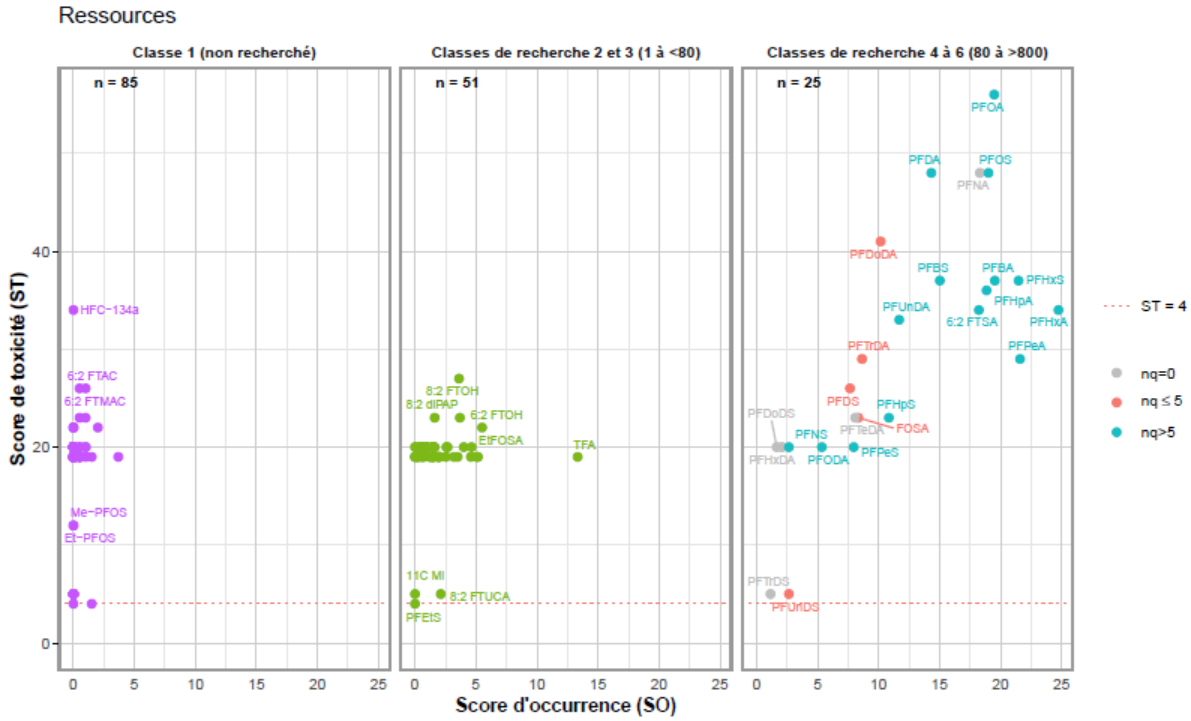


Figure 68. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ressources utilisées pour la production d'EDCH » pour les classes 1 à 6

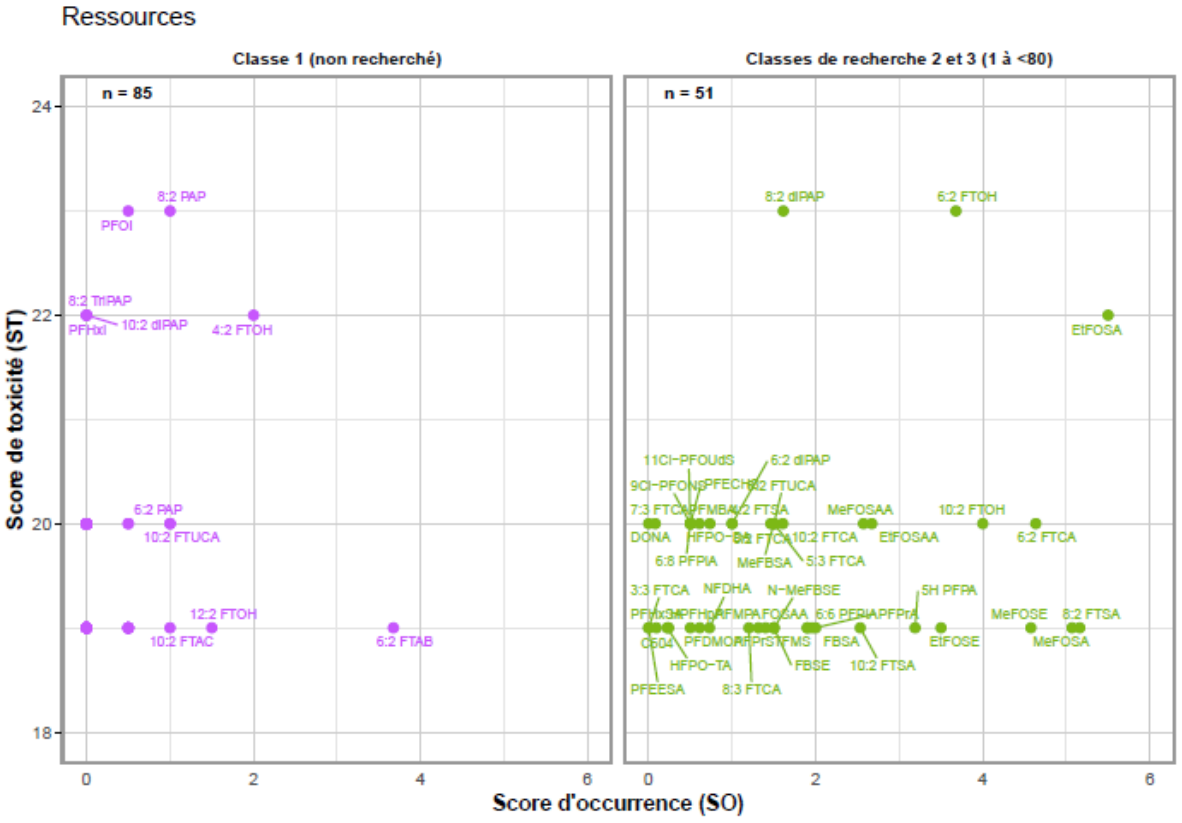


Figure 69. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « ressources utilisées pour la production d'EDCH » pour les classes 1 à 3, échelle rapprochée

6.3.9 Eaux distribuées

Ce sous-compartiment présente des substances qui ont été largement recherchées et quantifiées (classes de recherche 4 à 6). Les Figure 70 et Figure 71 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "eaux distribuées", pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA et 6:2 FTSA. Le FOSA qui doit son score très majoritairement au SO3 est intégré à cette surveillance. Le 5H-PFPA apparait dans cette catégorie. Son score est influencé par une seule étude (qui impacte le SO1). Ce cas spécifique est discuté dans le paragraphe 6.2.11.

Pour les PFAS peu surveillés dans ce sous-compartiment (classes de recherche 2 et 3) mais avec un faisceau de preuves d'occurrence et un ST élevé, il est proposé une surveillance exploratoire : PFHxDA, PFODA, 4:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, 6:2 FTAB, 6:2 FTCA, EtFOSA, EtFOSAA, MeFOSA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, DONA, HFPO-DA, HFPO-TA, FBSA, NFDHA, PFMBA, PFMPA, C604, PFHxSA et TFA.

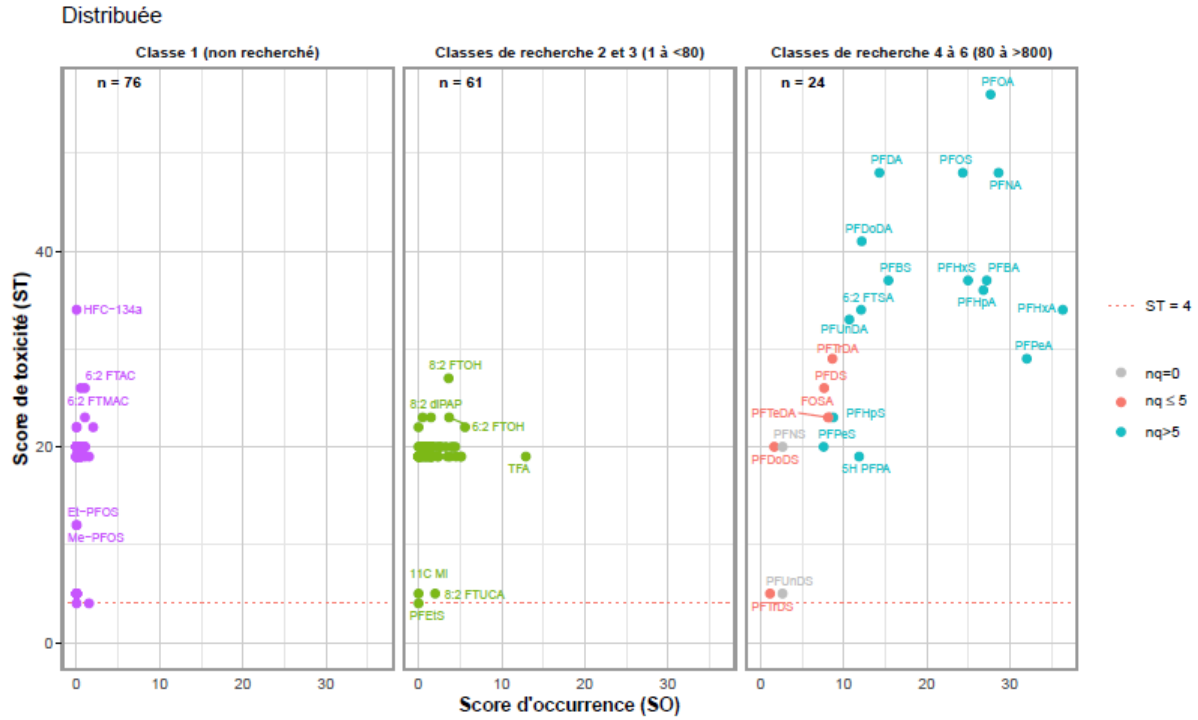


Figure 70. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux distribuées » pour les classes 1 à 6

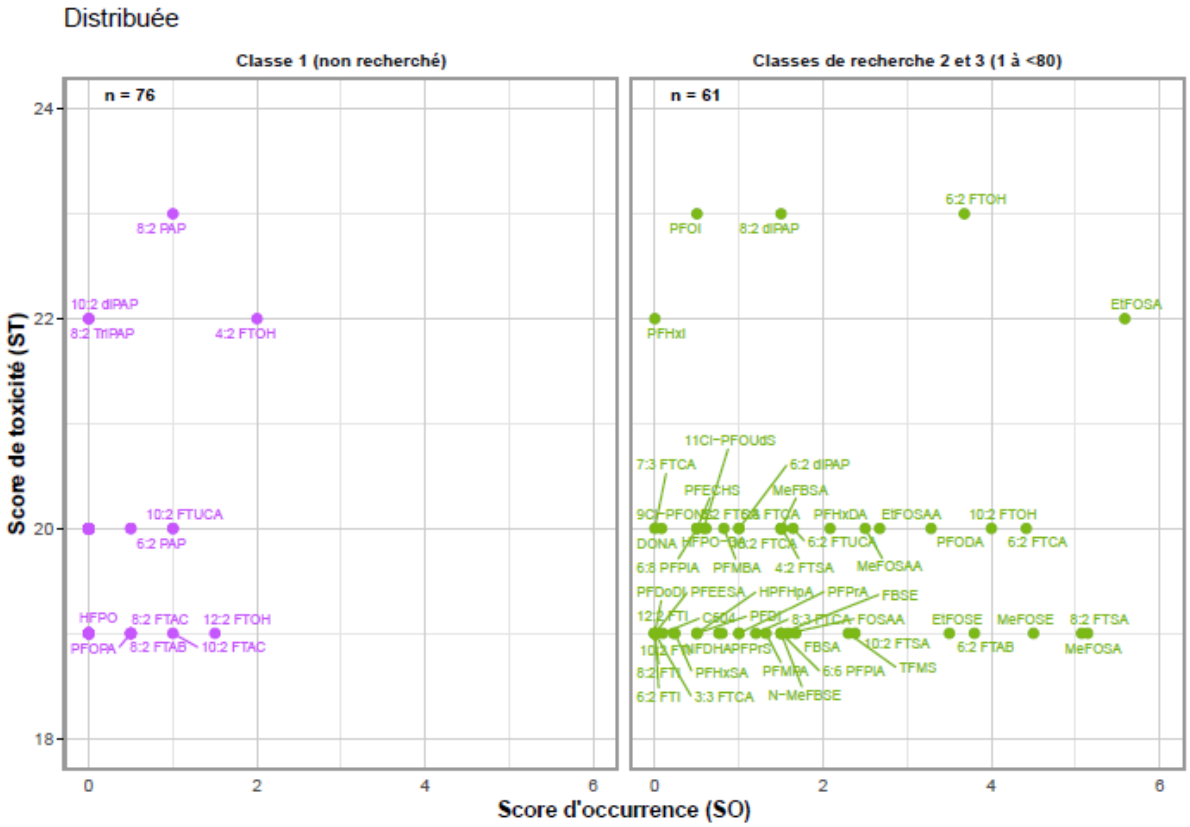


Figure 71. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux distribuées » pour les classes 1 à 3, échelle rapprochée

6.3.10 Eaux conditionnées

Les Figure 72 et Figure 73 représentent la matrice de catégorisation pour le sous-compartiment "eaux conditionnées", pour les classes 1 à 6.

Une surveillance pérenne est proposée pour les PFAS suivants : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, MeFOSA, EtFOSA et FOSA, après suppression des composés pour lesquelles l'absence de quantification (identifiées en gris) est confirmée par l'examen des données d'occurrence. Une surveillance exploratoire est proposée pour les PFDoDA et PFPeS.

Compte-tenu de l'hétérogénéité des types d'eau sous cette appellation (Eaux minérales naturelles, eau rendue potable par traitement et eau de sources), un examen plus précis des types d'eau ayant fait l'objet des études est à considérer au préalable, couplé au retour d'expérience sur l'étude en cours d'acquisition (Instruction n° DGS/EA4/2025/72 du 22 mai 2025 relative à la gestion des eaux conditionnées (eaux minérales naturelles, eaux de source et eaux rendues potables par traitement).

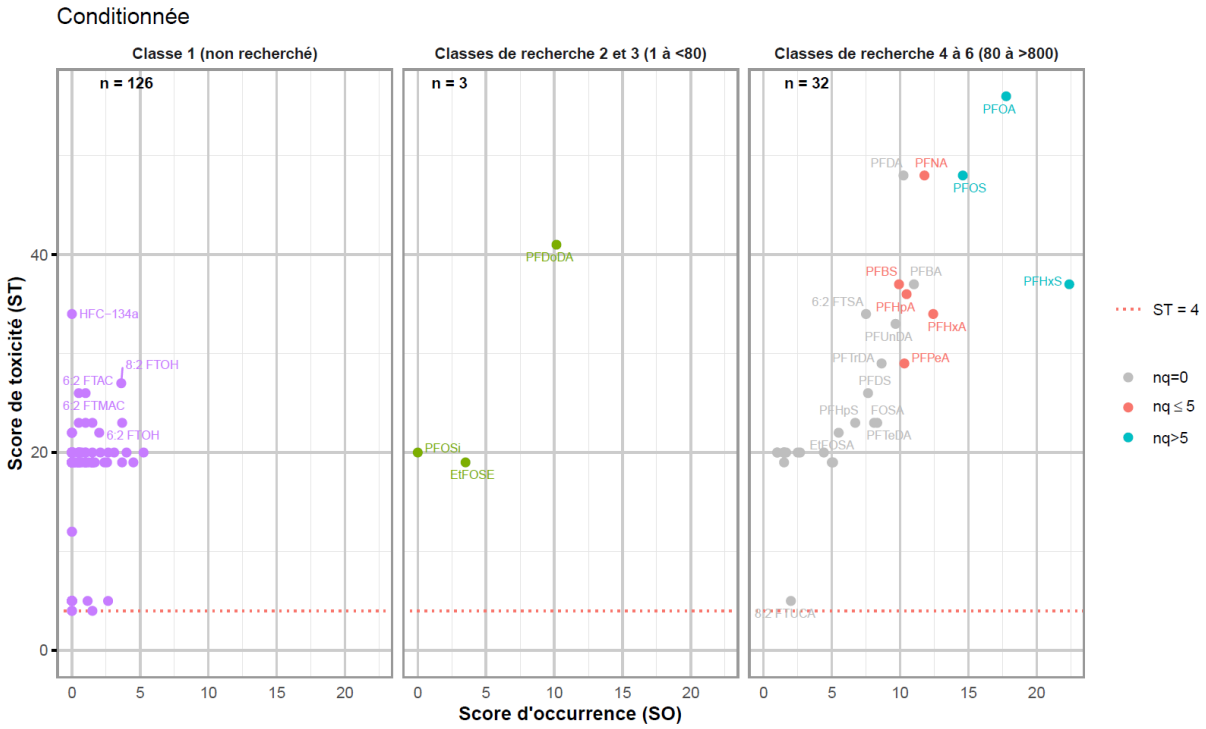


Figure 72. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux conditionnées » pour les classes 1 à 6

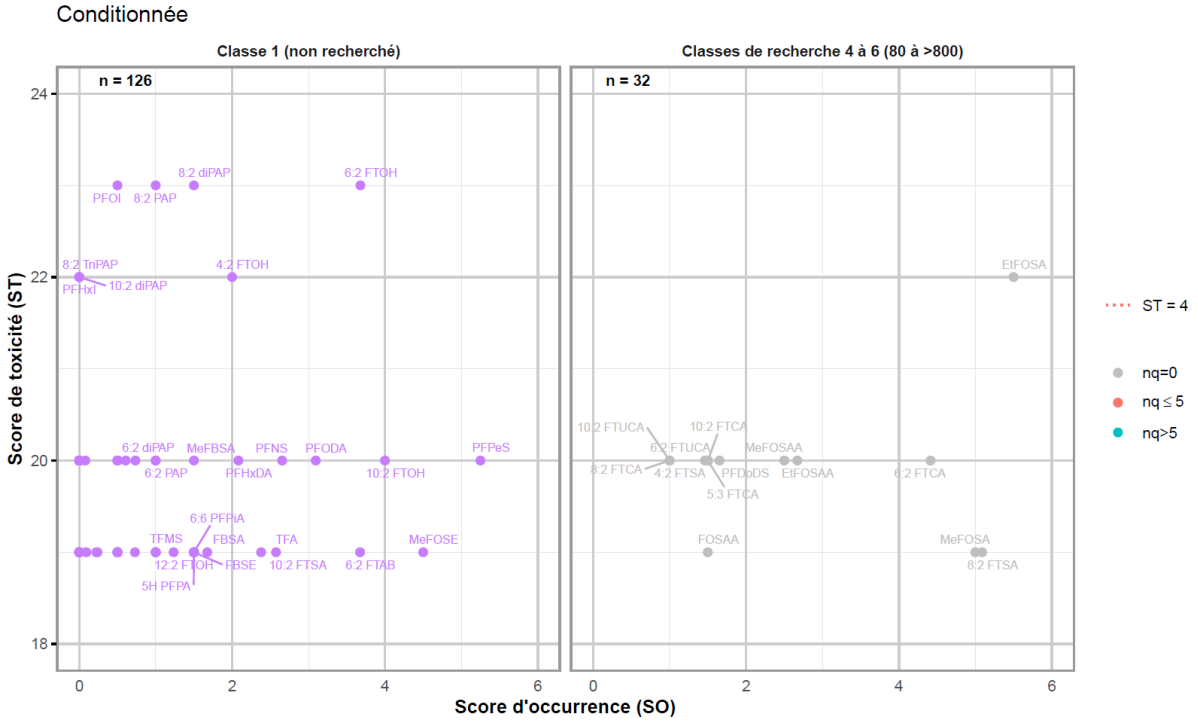


Figure 73. Matrice de catégorisation pour le sous-compartiment « eaux conditionnées » pour les classes 1 et 4,5 et 6, échelle rapprochée

6.3.11 Stratégie de surveillance pour les milieux aquatiques et EDCH : harmonisation et mise en cohérence des listes

La juxtaposition des résultats des différents sous-compartiments est présentée dans le Tableau 25. Compte-tenu du fait que le SO repose sur les données préalablement acquises sur le sous-compartiment considéré, l'hétérogénéité constatée dans les données d'occurrence, transparait dans l'établissement des listes de molécules à surveiller.

Tableau 25 : Compilation des listes de PFAS issues des différents sous-compartiments aquatiques, avec le niveau de surveillance associé

ESO	ESU eau	MER eau**	Ressources	Conditionnées	Distribuées	ESU BIOTE	MER Biote	ESU Sed	MER Sed
PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA
PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA
PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA
PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA
PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA
PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA
PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA
PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA
PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA
PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA
PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA
PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS
PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS
PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS
PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS
PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS
						PFNS			PFNS
PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS
						PFUnDS			
						PFDoDS			PFDoDS
PFTrDS									
	PFHxDA				PFHxDA				
	PFODA		PFODA		PFODA				
TFA			TFA		TFA				
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
								FOSAA	
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA
	EtFOSAA		EtFOSAA		EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA
MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA
						MeFOSAA	MeFOSAA	MeFOSAA	
			4:2 FTSA		4:2 FTSA			4:2 FTSA	4:2 FTSA
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA
10:2 FTSA	10:2 FTSA		10:2 FTSA		10:2 FTSA	10:2 FTSA		10:2 FTSA	10:2 FTSA
6:2 FTAB	6:2 FTAB				6:2 FTAB			6:2 FTAB	6:2 FTAB
								8:2 FTAB	
5H PFPA			5H PFPA		5H PFPA				
			6:2 FTCA		6:2 FTCA				
								6:2 diPAP	
								8:2 diPAP	
6:2 FTOH	6:2 FTOH		6:2 FTOH		6:2 FTOH				
8:2 FTOH	8:2 FTOH		8:2 FTOH		8:2 FTOH				
DONA	DONA		DONA		DONA			DONA	DONA
HFPO-DA	HFPO-DA		HFPO-DA		HFPO-DA			HFPO-DA	HFPO-DA
HFPO-TA	HFPO-TA		HFPO-TA		HFPO-TA				
	FBSA		FBSA		FBSA				
NFDHA	NFDHA		NFDHA		NFDHA				
PFMBA	PFMBA		PFMBA		PFMBA				
PFMPA	PFMPA		PFMPA		PFMPA				
C604			C604		C604				
PFHxSA			PFHxSA		PFHxSA				
								5:3 FTCA	

Pérenne

Exploratoire

Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14

Souligné : 20 PFAS réglementés dans les EDCH

Parmi les PFAS des groupes PFCA et PFSA, certains composés n'ont pas été évalués systématiquement dans tous les sous-compartiments, ou, par la classe de recherche, sont dans un niveau de surveillance (pérenne ou exploratoire) différent selon les sous-compartiments. C'est aussi le cas des 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, FOSA, EtFOSA et le MeFOSA. Pour ces molécules présentes dans plusieurs sous-compartiments mais avec des niveaux de surveillance différents, il est proposé de mettre en cohérence les actions de surveillance afin de mieux comprendre et documenter l'occurrence, le transfert et le devenir de ces substances au sein des hydrosystèmes. L'objectif d'une part est d'appuyer la mise en œuvre et l'évaluation des mesures de gestion et d'autre part de fournir des socles cohérents et robustes de données indispensables à l'évaluation des risques (Tableau 27).

Pour rappel, certaines molécules figurent dans cette catégorisation alors qu'elles ont été suffisamment recherchées (classe de recherche 4 à 6) mais très peu quantifiées dans les sous-compartiments des milieux aquatiques (molécules en gris et rouge dans les graphes des matrices de catégorisation par sous-compartiment). Sous réserve de vérifier la robustesse des résultats, il est proposé de ne pas les inclure dans la surveillance des sous-compartiments ESO, ESU-eau, Ressources utilisées pour produire de l'EDCH, eaux distribuées et eaux conditionnées. C'est le cas des PFCA de longueur de chaîne supérieure à 12 (PFTrDA, PFTeDA, PFODA) et des PFSA de longueur de chaîne supérieure à 10 (PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS).

Si l'on considère certaines molécules spécifiquement ci-après, les données que le GT a pu exploiter à ce jour montrent que le TFA n'a, pour l'instant, été recherché à l'échelle nationale, et largement quantifié, que dans les ressources pour produire de l'EDCH ou dans les eaux distribuées. Il est proposé de l'inclure, en plus de ces deux sous-compartiments, dans la surveillance des sous-compartiments ESO, ESU-eau et les eaux conditionnées, lorsque cela s'avère pertinent compte-tenu de l'eau brute utilisée. Les données plus récentes non intégrées à ce rapport confirment cet intérêt et le renforcement de la surveillance de ce composé par la mise en place d'une surveillance pérenne.

En ce qui concerne le 10:2 FTSA, une surveillance exploratoire est initialement proposée dans les ESU-sed et ESU-biote, il n'a pas fait l'objet de cette recommandation dans les sous-compartiments Mer-sed et Mer-biote, du fait de l'absence de recherche. Il est donc proposé une surveillance exploratoire dans les sous-compartiments ESU-sed et ESU-biote, Mer-sed et Mer-biote. La même proposition est faite pour le EtFOSAA et MeFOSAA et le 8:2 FTAB.

En ce qui concerne le 6:2 FTAB, du fait de son classement dans les sous-compartiments ESU-sed et ESU-biote, il est proposé une surveillance exploratoire étendue aux sous-compartiments Mer-sed et Mer-biote. Du fait de son occurrence dans les ESU-eau, une surveillance exploratoire est également étendue aux ESO, aux ressources pour produire de l'EDCH, aux eaux distribuées et aux eaux conditionnées utilisant cette ressource.

Le cas du 5H-PFPA est spécifique : si le résultat obtenu pour les sous-compartiments ESO et ressources utilisées pour produire de l'EDCH entraine une surveillance exploratoire, celui pour le sous-compartiment "eaux distribuées" conduit à une surveillance pérenne. Une seule étude étant à l'origine de ce classement, il est proposé par le GT de positionner cette molécule dans la surveillance exploratoire aussi pour ce sous-compartiment.

Pour certaines substances, il est proposé pour l'instant de les suivre à travers une surveillance exploratoire (en jaune dans le Tableau 27).

Dans un souci de cohérence, le GT propose que le suivi soit harmonisé entre les ressources utilisées pour la production d'EDCH, et les eaux produites et distribuées en fonction des types d'eau utilisés.

Cette liste est issue de la synthèse des éléments discutés pour chaque sous-compartiment. La réalisation des plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE) doit permettre d'ajuster cette liste en fonction des connaissances spécifiques acquises dans le contexte de chaque site.

Pour d'autres substances, afin de proposer des listes cohérentes entre les sous-compartiments, une homogénéisation a été nécessaire. Ainsi, les listes de surveillance proposées dans les ESO ou ESU-eau sont étendues aux ressources de même type utilisées pour produire de l'EDCH, ainsi qu'aux eaux distribuées en réseaux et aux eaux conditionnées. Inversement une liste de surveillance proposée dans les ressources et les eaux distribuées sera étendue aux ESO et ESU-eau. Etant donné que le GT préconise une surveillance des milieux côtiers/littoraux plutôt que des eaux marines, la surveillance ESU-eau est transposée au sous-compartiment MER-eau. Des molécules pour lesquelles une surveillance a été proposée dans un des sous-compartiments "biote" sera étendue à l'ensemble des sous-compartiments biotes.

6.3.12 Homogénéisation des listes de PFAS à surveiller dans les poissons et le biote

Pour les sous-compartiments « poissons et produits de la mer » du compartiment "Alimentation" et "biote" (ESU et Mer), une homogénéisation est proposée en cohérence avec les résultats des 3 sous-compartiments (Tableau 26). Les FTOH ont été identifiés comme d'intérêt dans les sous compartiments "biote". La question de leur métabolisation, et donc de l'identification des métabolites pertinents à rechercher est à explorer pour les inclure dans la surveillance.

Tableau 26 : Liste commune aux sous-compartiments « poissons et produits de la mer » et « Biote »

ESU BIOTE	MER Biote	Poissons et produits de la mer	Liste commune poissons et produits de la mer/Biote
PFBA	PFBA	PFBA	PFBA
PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA
PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA
PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA
PFOA	PFOA	PFOA	PFOA
PFNA	PFNA	PFNA	PFNA
PFDA	PFDA	PFDA	PFDA
PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA
PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA
PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA
PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA
PFBS	PFBS	PFBS	PFBS
PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS

ESU BIOTE	MER Biote	Poissons et produits de la mer	Liste commune poissons et produits de la mer/Biote
PFHxS	**PFHxS**	**PFHxS**	**PFHxS**
PFHpS	**PFHpS**	**PFHpS**	**PFHpS**
PFOS	**PFOS**	**PFOS**	**PFOS**
PFNS	**PFDS**	**PFDS**	**PFDS**
PFDS		**PFDoDS**	**PFDS**
PFUnDS		**PFNS**	**PFUnDS**
PFDoDS			**PFDoDS**
			PFNS
		PFHxDA	PFHxDA
		PFODA	PFODA
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA
EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA
MeFOSAA	MeFOSAA	MeFOSAA	MeFOSAA
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA
10:2 FTSA		10:2 FTSA	10:2 FTSA
		6:2 FTCA	6:2 FTCA
		6:2 FTAB	6:2 FTAB
		4:2 FTSA	4:2 FTSA
		6:2 FTOH	6:2 FTOH
MeFOSA	MeFOSA		MeFOSA
		TFA	TFA

Pérenne

Exploratoire

Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14

En considérant l'intégralité des ajustements et mise en cohérence, le tableau final correspondant aux propositions en lien avec les sous-compartiments "Environnement" et ressources est proposé ci-dessous (Tableau 27).

Tableau 27 : Liste finale homogénéisée de PFAS à surveiller dans les milieux aquatiques et EDCH

ESO	ESU eau	MER eau**	Ressources	Conditionnées	Distribuées	ESU BIOTE	MER Biote	ESU Sed	MER Sed
PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA	PFBA
PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA	PFPeA
PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA	PFHxA
PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA	PFHpA
PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA	PFOA
PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA	PFNA
PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA	PFDA
PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA
PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA
						PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA	PFTrDA
						PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA	PFTeDA
PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS	PFBS
PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS	PFPeS
PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS	PFHxS
PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS	PFHpS
PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS
PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS	PFNS
PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS	PFDS
						PFUnDS	PFUnDS	PFUnDS	PFUnDS
						PFDoDS	PFDoDS	PFDoDS	PFDoDS
						PFTrDS	PFTrDS	PFTrDS	PFTrDS
						PFHxDA*	PFHxDA*		
						PFODA*	PFODA*		
TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA	TFA		
FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA	FOSA
								FOSAA	FOSAA
EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA	EtFOSA
						EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA	EtFOSAA
MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA	MeFOSA
						MeFOSAA	MeFOSAA	MeFOSAA	MeFOSAA
4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA	4:2 FTSA*	4:2 FTSA*	4:2 FTSA	4:2 FTSA
6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA	6:2 FTSA
8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA	8:2 FTSA
						10:2 FTSA	10:2 FTSA	10:2 FTSA	10:2 FTSA
6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB	6:2 FTAB
						8:2 FTAB	8:2 FTAB	8:2 FTAB	8:2 FTAB
5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA	5H PFPA				
						6:2 FTCA*	6:2 FTCA*		
								6:2 diPAP	6:2 diPAP
								8:2 diPAP	8:2 diPAP
6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH		6:2 FTOH	6:2 FTOH*	6:2 FTOH*		
8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH		8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH		
DONA	DONA	DONA	DONA		DONA			DONA	DONA
HFPO-DA	HFPO-DA	HFPO-DA	HFPO-DA		HFPO-DA			HFPO-DA	HFPO-DA
HFPO-TA	HFPO-TA	HFPO-TA	HFPO-TA		HFPO-TA				
FBSA	FBSA	FBSA	FBSA		FBSA				
NFDHA	NFDHA	NFDHA	NFDHA		NFDHA				
PFMBA	PFMBA	PFMBA	PFMBA		PFMBA				
PFMPA	PFMPA	PFMPA	PFMPA		PFMPA				
C604	C604	C604	C604		C604				
PFHxSA	PFHxSA	PFHxSA	PFHxSA		PFHxSA				
								5:3 FTCA	5:3 FTCA

Pérenne

Exploratoire

Caractères gras=PFSA de C4 à C12/PFCA de C4 à C14

*: substances apportées par la surveillance du compartiment "alimentation"

** : transposition aux eaux côtières/littorales

Souligné : 20 PFAS réglementés dans les EDCH

La mise en œuvre de cette surveillance devra s'appuyer sur les systèmes existants structurés et ayant démontré leur robustesse afin de pouvoir être pérennisée et bénéficier de l'ensemble des métadonnées indispensables à l'exploitation de ces données (connaissances des pressions, données physico-chimiques, etc.).

A savoir :

- concernant la surveillance des milieux aquatiques : les réseaux DCE, la Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM) et le réseau de surveillance prospective ;
- concernant la surveillance sanitaire des eaux, le contrôle sanitaire, la surveillance des personnes responsables de la production et distribution d'eau (PRPDE) et les campagnes nationales exploratoires de mesures dans les eaux brutes et les eaux distribuées.

Le nombre de stations de mesures, les fréquences annuelles peuvent largement s'appuyer sur l'existant. La fréquence d'évaluation des résultats pour modification des listes doit-elle être proposée par les opérateurs pilotes de ces programmes.

6.4 Approches intégratives des résultats des différents compartiments

6.4.1 Biosurveillance humaine

Compte tenu de la problématique des PFAS, présents dans tous les compartiments environnementaux et alimentaires, et sans qu'il n'y ait à l'heure actuelle d'identification d'une voie majoritaire d'exposition de la population, le GT a fait le choix de proposer, pour la biosurveillance des populations, la liste des PFAS proposés dans une surveillance pérenne, dans les sous-compartiments (en noir dans le Tableau 28), qu'ils soient environnementaux ou alimentaires.

La liste ci-dessous est proposée pour la surveillance de la population générale (Tableau 28).

L'intégration des FTOH et des FTCA doit être évaluée au regard des données à venir dans les différents compartiments pour documenter leur occurrence. Il sera nécessaire de considérer leur métabolisation et leur capacité de bioaccumulation. En effet, les FTOH ne persistent pas dans les organismes et se métabolisent (inclusion des métabolites), notamment en FTCA.

Les PFCA à chaînes très longues (PFHxDA et PFODA, en bleu dans le Tableau 28Tableau 28 :) sont ajoutés car ils ont une forte capacité de bioaccumulation.

La question de l'inclusion du TFA (en bleu et italique dans le Tableau 28Tableau 28 :) est posée. Certes cette molécule est considérée comme non bioaccumulable mais l'exposition importante et permanente justifie de sa pertinence (Arp et al., 2024) et des travaux récents interrogent sur les occurrences de cette molécule dans le sérum humain (Hans et al, 2024).

La question du choix de la ou des matrices pertinentes doit être abordée. Les données de la littérature montrent que les analyses portent principalement sur le sérum, le sang et dans une moindre mesure, sur les urines.

Tableau 28 : Substances proposées à la surveillance dans la population humaine générale

BIOSURVEILLANCE		
PFBA	PFHxDA*	PFBS
PFPeA	PFODA*	PFPeS
PFHxA	*TFA***	PFHxS
PFHpA	FOSA	PFHpS
PFOA	EtFOSA	PFOS

BIOSURVEILLANCE		
PFNA	MeFOSA	PFNS
PFDA	FOSAA	PFDS
PFunDA	EtFOSAA	PFunDS
PFDoDA	MeFOSAA	PFDoDS
PFTrDA	PFTrDS	
PFTeDA	6:2 FTSA	

*ajoutés pour leur forte capacité de bioaccumulation

**ajouté du fait de l'exposition importante et travaux récents sur son occurrence dans le sérum humain*

Une liste de PFAS à investiguer a été proposée par SpF dans le cadre du programme national de biosurveillance (Annexe 6). Celle-ci comprend des PFAS classés selon 3 niveaux de priorité (Tableau 29Tableau 29 :) :

Tableau 29 : Liste de PFAS priorisés proposée par Santé Publique France[29]

	Liste des PFAS priorisés
Priorité 1	PFOS (linéaire + ramifié), PFOA (linéaire + ramifié), PFHXs, PFNA, PFBS,PFHpS, PFDA, PFUnDA, 6:2 FTSA, MeFOSAA
Priorité 2	PFBA, PFPeS, PFTrDA, PFDS, PFTeDA, PFHxA, PFHpA, PFHxDA, PFODA, HFPO-DA,PFPeA, PFDoDA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, C6O4, EtPFOSA-AcOH, n-MePFOSA-AcOH, PFNS, PFDoDS
Priorité 3	EtFOSAA, 4:2 FTSA, 8:2 FTSA, 9CL-PF3ONS, Adona, GenX

Les principales différences reposent sur le fait que la proposition de SpF est, entre autres, de suivre les PFAS émergents : Adona, GenX, C604 et le 9 Cl-PF3ONS. Or, les travaux de ce GT n'ont pas permis d'identifier l'existence de données pour ces composés dans les sous-compartiments considérés. Ils n'ont pas été retenus pour être suivis dans les sous-compartiments à l'exception du Gen X et ADONA (surveillance exploratoire dans certains sous-compartiments) et ne sont donc pas proposés pour la biosurveillance humaine.

En revanche, ils ont été inclus dans l'investigation des sources et milieux connexes de ces sources, afin de documenter leur occurrence potentielle (Cf. paragraphe suivant).

Par ailleurs, comme déjà évoqué dans la partie 6.1.15, il est recommandé une surveillance exploratoire dans le lait maternel pour les PFAS suivants : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFunDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFDoDS, 6:2 FTSA, FOSA, EtFOSA et TFA.

6.4.2 Proposition de surveillance localisée des sources et milieux connexes

Bon nombre de molécules ont été recherchées et parfois identifiées de manière très sporadique entrainant des scores d'occurrence faibles (SO<5). Le peu de données disponibles

[29] Correspondance entre les acronymes des PFAS de SpF et ceux des présents travaux : PFOSA= FOSA, Me PFOSA= MeFOSA, EtPFOSA-AcOH = EtFOSAA, n-MePFOSA-AcOH = MeFOSAA, HFPO-DA = GenX

à l'heure actuelle ne permet pas de statuer sur l'intérêt d'une surveillance large de ces substances. L'apport du critère SO4 à l'amélioration de la connaissance est utile et la recherche de PFAS dans les sources et dans les milieux récepteurs permettra d'éclairer la situation.

Il est donc proposé une liste de molécules pour lesquelles le faisceau d'informations quant à leur occurrence est faible (SO total<5) mais qui n'ont pas fait l'objet d'une surveillance suffisante (classes 1 et 2-3) malgré les quelques informations disponibles sur leur émission dans l'environnement (SO4>0). Pour ces molécules, il est proposé une surveillance localisée selon leurs propriétés physico-chimiques dans les rejets (aqueux et/ou atmosphériques, boues) et dans les milieux récepteurs associés (eau, sols, air extérieur).

Cette liste est synthétisée dans le Tableau 38 en annexe 10.

Les tryptiques PFAS/sources/milieux récepteurs à investiguer seront fonction des propriétés physico-chimiques.

L'objectif de cette liste est de répondre à plusieurs enjeux.

Pour les molécules pas ou peu documentées quant à leur occurrence, des connaissances spécifiques doivent être compilées (en exploitant les données potentiellement disponibles ECHA, REACH, etc.) ou acquises en termes d'usage, tonnage utilisé, industries concernées, propriétés physico-chimiques, voies de dégradation (sous-produits formés) afin de prioriser les molécules à intégrer à cette surveillance localisée et les sources et milieux récepteurs à investiguer.

Les molécules, identifiées comme à enjeux (car présentes dans quasiment tous les sous-compartiments investigués (PFCA C4 à C14 et PFSA de C4 à C14 (Tableau **37** en annexe 9)), sont proposées pour intégrer cette surveillance afin d'identifier toutes les sources potentielles (historiques ou sources secondaires, en lien avec le stockage de déchets par exemple). A noter que certaines sont parfois déjà interdites.

Cette proposition a pour objectif de compléter les dispositifs quand ils existent (contrôles d'enquête dans la DCE, RSDE) mais surtout d'en élargir le périmètre à toutes les typologies de sources et de milieux récepteurs, de regrouper les informations existantes afin de faciliter la priorisation des PFAS à investiguer.

7 Conclusions du groupe de travail

L'objectif de ce travail était d'utiliser l'ensemble des informations et des données existantes pour différents compartiments ("alimentation", "Milieux aquatiques et EDCH", "Air, sols, poussières" et "biosurveillance") afin d'orienter, au mieux, les travaux d'acquisition de données de surveillance ou de données toxicologiques et écotoxicologiques pour une famille d'une dizaine de milliers de composés.

Le travail s'est organisé autour d'une approche itérative, évolutive en fonction de l'acquisition de nouvelles données et basée sur une catégorisation selon les niveaux d'information disponibles.

Ce travail a mis en évidence les difficultés liées à l'indisponibilité, la récupération et la concaténation des informations, qui ont fortement limité la capacité du GT à approfondir certains points.

La méthodologie de catégorisation repose sur le croisement de deux scores, un score d'occurrence total et un score de toxicité total.

Le score d'occurrence (SO) total est composé de quatre scores d'occurrence intermédiaires :

- Le premier (SO1) prend en compte des critères relatifs aux bases de données existantes,
- Le deuxième (SO2) prend en compte des critères relatifs aux données de la littérature,
- Le troisième (SO3) prend en compte des critères relatifs au degré d'ubiquité de la substance,
- Le quatrième (SO4) prend en compte des critères relatifs aux sources de contamination.

Ainsi, le SO total permet de caractériser le potentiel d'occurrence d'une substance dans chaque sous-compartiment considéré dans ces travaux. Il permet également d'identifier des molécules qui ne seraient actuellement pas recherchées dans le sous-compartiment d'intérêt mais qui, du fait de leur présence dans des sources de contamination ou dans d'autres sous-compartiments, seraient pertinentes à rechercher.

Le score de toxicité (ST) total est composé de quatre scores de toxicité intermédiaires :

- Le premier (ST1) prend en compte l'existence d'une VTR ou autre valeur repère, de données toxicologiques expérimentales ou de données épidémiologiques,
- Le deuxième (ST2) prend en compte l'existence d'une classification sur la cancérogénicité, mutagénicité ou toxicité pour la reproduction (CMR),
- Le troisième (ST3) prend en compte l'existence d'une évaluation du potentiel de perturbation endocrinienne (PE) ;
- Le quatrième (ST4) prend en compte l'existence de données d'écotoxicité.

Le croisement de ces deux scores, associé à des seuils de décision permet de catégoriser les PFAS en sous-groupes et d'orienter des stratégies distinctes de gestion de la surveillance des PFAS dans les sous-compartiments (Figure 74). Cette catégorisation tient compte à la fois de la robustesse du faisceau de preuves d'occurrence qui s'appuie sur le SO total et la classe de

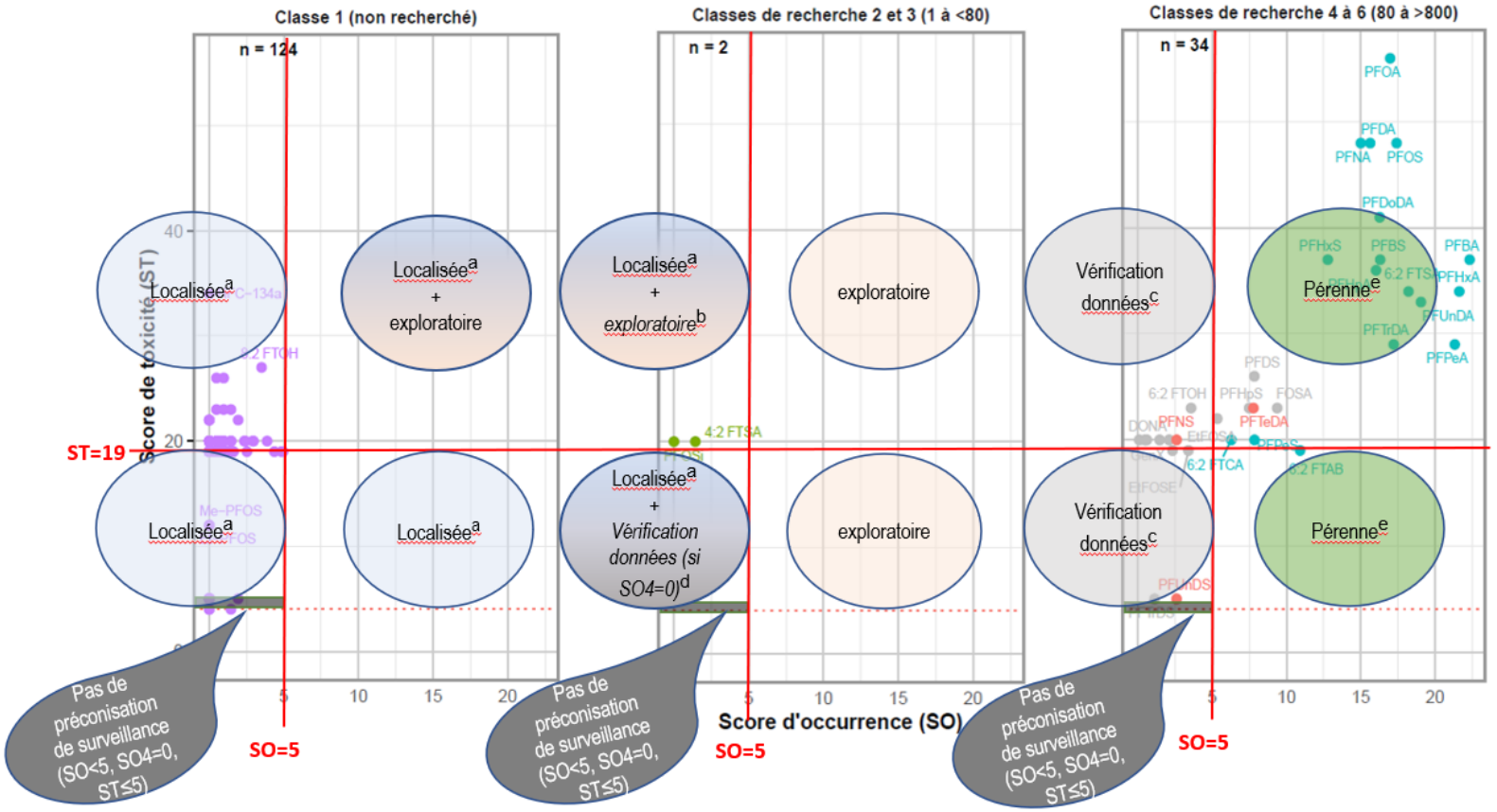
recherche[30] dans les bases de données, et du faisceau de preuves de toxicité (porté par le ST).

La **surveillance pérenne** est globalement proposée pour des PFAS pour lesquels les faisceaux de preuves de leur présence dans plusieurs sous compartiments et de leur toxicité semblent suffisants.

La surveillance exploratoire a pour objectif d'acquérir des informations d'occurrence sur des PFAS mis en évidence dans un ou plusieurs sous compartiments mais de manière moins probante, par insuffisance de données, mais avec un faisceau d'informations relatives à leur toxicité considérées comme suffisantes.

La caractérisation des sources apparait comme un enjeu majeur pour orienter la surveillance des milieux connexes. Dans cet exercice, l'utilisation, par exemple, des données de surveillance des rejets aqueux issus d'ICPE a permis une réelle avancée dans l'identification de PFAS, comme le 6:2 FTCA qui apparait comme d'intérêt potentiel pour plusieurs sous-compartiments. Pour cela, l**a surveillance localisée des sources d'émission et des milieux connexes** est proposée pour les molécules pour lesquelles les informations paraissent trop parcellaires à ce stade mais nécessaire en premier niveau avant de pouvoir les proposer en deuxième niveau pour une surveillance exploratoire pour dans les sous compartiments. En effet, ces molécules nécessitent une attention particulière, en première instance en documentant leurs usages, puis en les recherchant au niveau des sources d'émission à d'identifier. La recherche dans les milieux connexes directement dans le périmètre de ces émissions (tous milieux confondus selon les propriétés physico-chimiques et les voies de dissémination) permettra d'orienter, de manière étayée par l'acquisition de données, le suivi dans les différents sous-compartiments si nécessaire. Cette démarche d'acquisition en contextes de pression, permet de considérer les « pires cas » de contamination et d'alimenter en informations les différents sous-compartiments afin d'adapter les stratégies d'acquisition de données pour une gestion agile et efficiente de la surveillance.

[30] Attribuée en fonction du nombre d'échantillons dans lesquels une recherche a été effectuée par couple PFAS/sous-compartiment.



[a] Surveillance localisée sources et milieux connexes
[b] Si SO4=0: surveillance exploratoire uniquement si Nq>5
[c] Vérification des données de surveillance existantes (SO1 et SO2) pour valider le maintien ou non de la surveillance
[d] Vérification des données existantes pour consolider le SO
[e] Pour les compartiments air, sol et poussières, le corpus de données issues de la littérature française et/ou européenne est insuffisant pour recommander une surveillance pérenne. Une surveillance exploratoire est recommandée dans ces cas de figure.

Figure 74. Bilan de la stratégie de surveillance proposée tenant compte de la catégorisation

Cette catégorisation a pu être réalisée, en l'état actuel des connaissances et avec les moyens disponibles, pour 247 PFAS. Certains PFAS ont été écartés de cette expertise, soit pour un manque total de données disponibles, soit parce qu'ils nécessitaient une approche différente contextuelle (règlementations spécifiques, sources de données) ce qui est par exemple le cas des polymères, des substances pharmaceutiques et phytopharmaceutiques.

Compte tenu de l'ampleur du travail et des délais contraints pour sa réalisation, le GT a décidé de focaliser son travail sur l'exploitation qualitatives des données et des études. Les propositions de gestion de surveillance ainsi faites devront en premier lieu être confortées par une validation de la qualité analytique des données et des études disponibles avant d'être mises en œuvre.

Grâce notamment aux actions du plan interministériel sur les PFAS et à l'instruction n° DGS/EA4/2025/72 du 22 mai 2025 relative à la gestion des eaux conditionnées (eaux minérales naturelles, eaux de source et eaux rendues potables par traitement), les prochains mois devraient voir un essor important de la connaissance en termes d'occurrence des PFAS dans différents compartiments, notamment :

- le lancement de campagnes de diagnostic prévues entre 2025 et 2026 sur plus de 4000 sites impactés par les mousses anti-incendie,
- les résultats des campagnes de mesures des émissions atmosphériques de certaines ICPE,
- les résultats des campagnes de mesures des PFAS dans les ressources, les eaux distribuées et les eaux conditionnées,
- la mise en œuvre d'une surveillance des PFAS dans les rejets de STEU urbaines,

En parallèle de ces actions nationales, des actions à l'échelle européenne sont d'ores et déjà lancées, sur les questions d'occurrence des PFAS, mais aussi de caractérisation de leur toxicité.

Ce travail a mis en évidence que le partage des données, que ce soit à l'échelle nationale mais aussi européenne est primordial, particulièrement pour les informations sur la toxicité, mais aussi pour les données d'occurrence comme les données de mesures utilisées dans le compartiment "air/sols/poussières" issues de la littérature.

L'exercice de catégorisation proposée dans ce rapport devrait donc pouvoir être rapidement reproduit en intégrant ces nouvelles données.

Pour cela, différentes recommandations sont proposées, à la fois pour améliorer la démarche proposée, mais aussi pour permettre de l'actualiser.

8 Recommandations du groupe de travail

Le travail présenté dans ce rapport, malgré les limites et incertitudes mentionnées par ailleurs, a permis de proposer une méthodologie de catégorisation qui se veut itérative afin d'inclure, au fur et à mesure de leur acquisition, les nouvelles connaissances et de la mettre en œuvre pour produire de premières propositions de listes de PFAS associées à des stratégies de surveillance par sous-compartiment. Sur la base du travail initié, la démarche sera et devra être améliorée.

8.1 Consolidation et réactualisation du travail de priorisation : besoin d'un groupe de travail pérenne

L'intérêt majeur de la démarche proposée est d'intégrer les différentes données disponibles. Le GT a constaté que de nombreuses données sont actuellement en cours d'acquisition et devront être intégrées pour une actualisation de ces travaux.

De plus, une évaluation qualitative poussée des données utilisées est nécessaire pour conforter les propositions faites par le GT. Compte-tenu des questions posées au travers de la saisine et des délais pour restituer le travail, le GT a fait un recensement des informations disponibles. La robustesse de ces informations doit maintenant être évaluée : pour les données d'occurrence, une vérification de l'adéquation des LOQ est à faire. L'information sur la dangerosité des substances doit être qualifiée lorsque disponible.

Au rythme de l'évolution de l'état de l'art (période d'acquisitions importantes de données à venir), le GT préconise ainsi de réactualiser l'exercice à court terme et à une fréquence annuelle. Pour cela, une organisation pérenne, doit être élaborée dans le cadre du plan d'action interministériel sur les PFAS qui réunit les différents ministères mais aussi les opérateurs des services de l'état. Cette instance regroupant les différents acteurs impliqués doit faciliter l'identification des données d'intérêt à prioriser et à acquérir au cours du temps.

Ce groupe pérenne pourrait être en charge, à la fois de la réactualisation de l'exercice de priorisation, mais aussi, grâce à un premier retour d'expérience d'amélioration de la démarche globale proposée par le GT. Son pilotage par une instance regroupant les différents acteurs impliqués facilitera l'identification des données d'intérêt, au fur et à mesure de leur acquisition.

La mise en place d'échanges internationaux est donc nécessaire sur les différents sujets, que ce soit *via* les programmes européens comme PARC ou les réseaux internationaux comme le Groupe Consultatif Technique organisé par l'OMS (TAG-PFAS) œuvrant sur ces thématiques.

Des initiatives transnationales devraient se déployer en s'appuyant notamment sur des programmes de recherche mais aussi des programmes d'échanges d'informations et de données afin de mutualiser les travaux et d'améliorer le partage des résultats.

Pour ce faire, différentes recommandations, tant sur le volet de la caractérisation de l'occurrence que sur celle de la toxicologie sont formulées ci-dessous.

8.2 Recommandations concernant la démarche globale de priorisation

8.2.1 Evolution du périmètre de la priorisation

Parmi l'univers des PFAS, le GT a dû faire des choix quant aux molécules sur lesquelles il a appliqué la démarche de catégorisation qui a été strictement axée sur les PFAS monomères.

La démarche pourrait être améliorée en tenant compte des PFAS polymères et en considérant l'intégration des phytopharmaceutiques et pharmaceutiques.

.

Il sera aussi important d'étudier les produits de transformation et de dégradation des polymères, en considérant également les processus de dégradation/fragmentation conduisant à la formation de micro voire nanoparticules aux propriétés radicalement différentes de celles du matériau de départ.

En termes de cibles investiguées, le GT a dû écarter la biosurveillance des travailleurs, faute de données disponibles. Une enquête est en cours à l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) sur les PFAS en milieu professionnel. Elle permettra l'acquisition de nouvelles données nécessaire pour permettre d'intégrer la biosurveillance des professionnels dans le périmètre de l'exercice.

8.2.2 Amélioration de l'accès aux données règlementaires

La principale difficulté de l'exercice de catégorisation est l'identification, l'accès et l'agrégation des données existantes.

Comme déjà mis en évidence dans les travaux sur les bilans d'occurrence des PFAS dans les différents compartiments, la difficulté de concaténer des informations éparses est complexifiée par la répartition des informations sur plusieurs numéros CAS pour un même composé, sans que la pertinence soit avérée (ce n'est pas le sel d'un PFAS qui doit être évalué mais bien le PFAS en question). Une identification homogène des substances en utilisant, si nécessaire, l'ensemble des numéros CAS se rapportant à la substance, faciliterait la collecte des données.

Un grand nombre d'informations existent déjà, exigée par les règlementations européennes (REACH) ou nationale (arrêté ICPE demandant aux industriels utilisateurs ou producteurs de PFAS la liste des PFAS identifiés dans leurs process industriels), mais ne sont pas facilement accessibles ou mis à disposition.

Les informations sur les usages, les tonnages, et tous les prérequis des dossiers d'enregistrement REACH (propriétés, toxicité) devraient être accessibles de manière simple, facilement identifiables et utilisables pour faciliter leur prise en compte.

De même, le GT recommande l'acquisition de nouvelles données expérimentales ou modélisées, concernant la toxicologie ou l'occurrence. Une réflexion doit être menée dès à présent pour les mettre à disposition et procéder à leur utilisation.

8.2.3 Réflexion sur la pondération des critères

A la suite d'une analyse critique des résultats de ce premier exercice, d'autres choix de pondération entre les scores pourront être faits, en fonction d'objectifs spécifiques de catégorisation.

D'ores et déjà, le GT a identifié certains points à améliorer, qui n'ont pu, faute de temps ou de données, être mis en œuvre.

Concernant le score de toxicité (ST), trois des quatre composantes du score de toxicité total couvrent les effets sur la santé humaine (existence d'une VTR, classement CMR, potentiel PE) et non les effets sur l'environnement, la faune et la flore, même si un classement CMR et un potentiel PE concernent également les espèces animales (rongeurs) utilisées pour les essais. Seule la 4ème composante « écotoxicité » (ST4) a trait à l'impact environnemental. Le critère « écotoxicité » englobe ici, non seulement les effets sur la faune et la flore des écosystèmes aquatiques et terrestres, mais aussi le comportement et le devenir dans les différents compartiments - air, eaux douces et marines, sédiments, sol, ainsi que dans les chaînes trophiques – *via* la persistance, la bioaccumulation et la bioamplification. En regard de l'importance de ces paramètres environnementaux sur la santé humaine, une pondération différente ou l'ajout d'un score sur le comportement environnemental sera à envisager intégrant, outre la mobilité, les aspects « dégradation (biotique et abiotique) » et « bioaccumulation », qui sont non seulement des critères de classification réglementaires déterminants pour les substances chimiques, mais aussi des paramètres pris en compte pour la classification relative à l'écotoxicité chronique.

De même, pour le score occurrence, le troisième score qui prend en compte des critères relatifs au degré d'ubiquité de la substance (SO3) devrait être pondéré par des paramètres physico-chimiques spécifiques à chaque compartiment (comme c'est le cas pour le SO4) pour affiner cette valeur.

Plus globalement, la matrice de toxicité a été construite par substance, sans prendre en compte les spécificités des expositions propres à chaque compartiment/sous-compartiment en termes de toxicité. Par exemple, les voies d'exposition pour lesquelles les VTR sont construites (orale, inhalation), doivent être considérées.

8.3 Recommandations spécifiques à l'acquisition de nouvelles connaissances toxicologiques

8.3.1 Acquisition et production de données toxicologiques

Pour les PFAS présentant un score d'occurrence élevé mais un score de toxicité faible ou une toxicité inconnue, ces substances devraient être prioritairement ciblées pour l'identification des dangers. A cette fin, il est recommandé de conduire des études toxicologiques et écotoxicologiques expérimentales afin d'évaluer leur toxicité aiguë et chronique ainsi que leur potentiel reprotoxique, cancérogène et immunotoxique. Ces travaux devraient également permettre d'identifier des points de départ toxicologiques (NOAEL, LOAEL, BMDL) pour les effets néfastes les plus pertinents, notamment par les voies orale et respiratoire.

Dans cette optique, le besoin de développer des études est souligné, afin de disposer des informations toxicologiques indispensables. Ces données permettraient également d'évaluer

et de comparer le potentiel de toxicité relatif (RPF) des principaux PFAS contaminant l'Homme et l'environnement, en particulier vis-à-vis de fonctions systémiques clés : hépatique, rénale, pancréatique, endocrinienne et immunitaire.

Il est également nécessaire de développer et de valider des études *in vitro*, notamment des études de criblage (*screening*) permettant de quantifier l'affinité des PFAS pour les récepteurs impliqués dans le métabolisme (AhR, PXR, CAR, PPARα, β, γ, RXR, etc.) ainsi que dans les fonctions endocriniennes (stéroïdienne, thyroïdienne, pancréatique, placentaire, etc.). Cette recommandation s'appuie sur la catégorisation existante, qui montre que la majorité des PFAS étudiés (score de toxicité total>20) présentent des signaux d'alerte associés à une activité de perturbation endocrinienne.

Enfin, pour les PFAS présentant les scores de toxicité les plus élevés, ces molécules devraient constituer une priorité pour l'élaboration de VTR afin de permettre leur intégration dans les évaluations de risques et la définition de valeurs sanitaires dans les différents sous-compartiments.

8.3.2 Mieux caractériser le danger et les relations dose-effet

Certaines études portant sur des PFAS spécifiques ont déjà mis en évidence des effets immunotoxiques, hépatotoxiques, CMR, ainsi que PE.

Si l'objectif est de considérer les PFAS comme une famille chimique cohérente, il sera nécessaire d'une part, d'identifier des effets néfastes communs pouvant servir de base à l'établissement de VTR pour le groupe dans son ensemble, et/ou, d'autre part, de développer des facteurs de toxicité relative (RPF) reflétant les activités spécifiques à certaines catégories de PFAS en fonction de leur structure chimique. Cette approche devrait également intégrer les effets "mélange" pour prendre en compte la co-exposition fréquente à ces substances. Toutefois le GT VTR PFAS s'est prêté à l'exercice et au regard de la complexité de cette famille et du temps imparti, seul un état des lieux des approches permettant de prendre en compte des mélanges de PFAS dans le cadre d'évaluation des risques a pu être réalisé à ce stade (Anses, 2025b). Le GT poursuit son expertise par une analyse critique des approches permettant de prendre en compte des mélanges de PFAS dans le cadre d'évaluation des risques

Le GT et le CES ERCA soulignent que la très grande majorité des VTR sont des VTR par voie orale et que le peu de VTR par voie respiratoire disponibles sont majoritairement issues de transposition voie à voie.

Par ailleurs, certaines substances ont déjà été désignées comme prioritaires pour une surveillance renforcée dans certains compartiments environnementaux ou biologiques.

8.3.3 Production de données expérimentales écotoxicologiques

Lors de sa recherche d'information, le groupe de travail a constaté le manque de données et d'information sur certains volets. Le manque de données expérimentales est flagrant dans le domaine de l'écotoxicité, où les études d'écotoxicité aiguë et chronique font défaut ; non seulement pour évaluer les effets populationnels des PFAS, et aider à la modélisation des effets et à la construction de modèles fiables, pertinents et validés.

Pour les PFAS dont la contamination de certains milieux a été mise en évidence, des données d'écotoxicité doivent être réalisées rapidement afin d'en percevoir les conséquences à long terme.
Il serait, par ailleurs, utile de confronter les données *in silico* aux données expérimentales ce que ne permet pas actuellement la base de données NORMAN qui fournit soit les unes soit les autres mais pas les deux à la fois (exemple des valeurs de PNEC aquatique).
Enfin, la majorité des PNEC disponibles sont établies sur les espèces aquatiques, il s'avère nécessaire d'acquérir des PNEC adaptées à d'autres matrices (, sédiment, sol) pour certaines molécules d'intérêt.

8.3.4 Intégration des nouvelles approches méthodologiques dans l'évaluation des PFAS

Compte tenu du grand nombre de molécules dans la superfamille des PFAS, il est crucial de renforcer les efforts en modélisation et simulation. Cela inclut la validation de modèles QSAR (Relations Quantitatives Structure-Activité) pour prédire la toxicité comme développé par la suite, et de modèles PBPK (Modèles Pharmacocinétiques à Base Physiologique) pour simuler l'absorption, la distribution, le métabolisme et l'excrétion.
L'expertise a mis en évidence que les résultats obtenus avec les outils testés par les approches QSAR ne permettent pas de produire des renseignements exploitables. Un travail dédié au développement et à la validation de modèles QSAR spécifiques aux PFAS, avec une définition claire des effets modélisés est indispensable pour renseigner la matrice de catégorisation dans le cas des nombreux PFAS ne disposant d'aucune donnée de toxicité *in vitro* ou *in vivo.*
Il est ainsi recommandé que des recherches soient menées afin de développer un outil QSAR spécifique aux PFAS, permettant de prédire des paramètres sélectionnés sur la base des connaissances toxicologiques des PFAS en fonction de leur structure et de leurs effets ou modes d'action communs.
Cette recommandation correspond à une action prioritaire indispensable afin d'appréhender les dangers et les risques de la très grande majorité des composés de cette famille pour lesquels aucune information toxicologique n'est disponible.

8.3.5 Besoin d'acquisition de données épidémiologiques et d'imprégnation

Les résultats de cette expertise soulignent le besoin d'acquérir, à court et moyen terme, davantage de données épidémiologiques et de mesures d'imprégnation auprès de la population générale et professionnelle. L'acquisition de ces données permettra de raffiner la surveillance des PFAS auprès des populations selon la source d'exposition éventuelle (population générale) et le type d'activité professionnelle (travailleurs).

Une enquête est en cours à l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) sur les PFAS en milieu professionnel[31] et permettra justement de répondre à ces premières interrogations et ouvrira des perspectives concernant les travaux à mener dans l'optique de mieux suivre les populations professionnelles exposées, de collecter des données de biosurveillance, afin de pouvoir proposer des mesures préventives concrètes, applicables et efficaces.

[31] https://www.francechimie.fr/lenquete-de-linrs-sur-les-pfas-en-milieu-professionnel-est-lancee

8.4 Recommandations spécifiques aux données d'occurrence

8.4.1 Accessibilité des données d'occurrence

Au cours du travail de compilation, le GT a noté une difficulté d'accès à certaines données qui, plus accessibles auraient simplifié le travail. Afin de faciliter la compilation des données existantes et nouvelles, et d'améliorer l'exhaustivité des informations prises en compte, une bancarisation systématique des données est nécessaire. Ces données ont été identifiées ci-dessous :

- Les données des contrôles et de la surveillance effectués par les ARS, qui sont importantes à prendre en compte car acquises actuellement dans des zones où la pression de contamination en PFAS est avérée et souvent sur plusieurs compartiments simultanément
- Les données d'autosurveillance que ce soit des PRPDE via les PGSSE pour l'AEP ou des industriels producteurs et/ou utilisateurs de PFAS dans le cadre de leur autosurveillance ou sur demande des DREAL issue des arrêtés préfectoraux qui devraient être systématisées et mises à disposition des scientifiques, des opérateurs des services de l'état et des autorités de gestion.
- Toutes les nouvelles données en cours d'acquisition ou à venir sur les sources ou les compartiments environnementaux dans le cadre de différents exercices, dont le plan interministériel PFAS :
    - Les campagnes exploratoires sur les sols, les eaux souterraines, les EDCH et eaux conditionnées
    - Le focus sur les sites impactés par les mousses anti-incendie (campagnes de diagnostic prévues entre 2025 et 2026 sur plus de 4000 sites).
    - Les campagnes sur les émissions atmosphériques des installations d'incinération, de co-incinération et d'autres traitements thermiques de déchets [32]
    - Les campagnes d'analyses dans les eaux d'entrée et de sortie de stations de traitement des eaux usées urbaines (2026-2027)[33]

Plusieurs bases de données existent et peuvent être ou sont alimentées par ces données de manière plus ou moins exhaustive. Les travaux en cours sur l'interopérabilité des bases de données devraient résoudre les questions de partage de l'information entre bases de données.

8.4.2 Critères physico-chimiques, propriétés des molécules

Des travaux visant à renforcer la connaissance des propriétés physico-chimiques des PFAS sont essentiels (nécessaires, indispensables).

Les données sur les propriétés des PFAS concernant la dégradation (produits de dégradation, persistance, temps de demi-vie, etc.) sont encore très parcellaires. Une concaténation des données disponibles et l'acquisition de nouvelles données concernant certaines molécules mises en lumière dans cet exercice sont nécessaires.

[32] https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000050479313
[33] https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000052201216

L'acquisition de données expérimentales est un immense travail, complexifié par les propriétés particulières des PFAS (sorption, comportement aux interfaces) tant du point de vue expérimental, qu'analytique.

Les approches de modélisation ne doivent pas être ignorées et doivent être intégrées à la démarche globale, tout en s'assurant de leur robustesse. Comme évoqué pour les QSAR, un travail de compilation, d'évaluation, de sélection et de validation des modèles utilisés dans les approches QSPR (*Quantitative Structure-Property Relationships*) doit être effectué sur les propriétés considérées comme les plus importantes (Koc, Koa, etc.) ou les données structurales.

8.4.3 Travaux méthodologiques sur le transfert

La recherche d'information sur les MCDA/MCDE a montré, à la fois le peu de données disponibles, mais aussi un manque d'harmonisation et de description des protocoles pour leur d'acquisition. Un travail spécifique pour établir un protocole harmonisé visant à répondre à l'évaluation du potentiel de transfert des MCDA/MCDE vers les aliments est à mettre en œuvre.

De même, l'adaptation, à la problématique des PFAS, des protocoles de caractérisation des émissions des matériaux et produits de consommation est à réaliser pour permettre l'obtention de données pertinentes.

8.4.4 Amélioration des performances analytiques selon les compartiments

L'acquisition de données, peut-être moins nombreuses mais *via* des méthodes plus performantes, est nécessaire pour conclure sur la présence de certains PFAS. Pour cela, la mise en œuvre de méthodes spécifiques à différents sous-groupes de PFAS sera nécessaire : une méthode optimale pour l'analyse des PFAS à chaine ultracourte sera différente de la méthode optimale pour l'analyse des PFAS à chaines très longues, ou volatils.

Les propositions du GT concernent certaines matrices particulièrement complexes (lait, corps gras, biote, etc.), qui vont nécessiter des développements analytiques importants pour atteindre des limites de quantification satisfaisantes. Ces efforts permettraient d'affirmer l'absence de certaines molécules au-delà de seuils préoccupants et donc focaliser la surveillance sur des molécules à enjeu, établir des tendances d'évolution des concentrations, ou de disposer de données fiables quant à la partition de PFAS entre des sous-compartiments.

8.4.5 Acquisition de nouvelles données d'occurrence dans les compartiments

Pour chaque sous-compartiment étudié, une liste de PFAS associée à une modalité de surveillance a été proposée par le GT. Une mise en œuvre est maintenant nécessaire pour documenter la contamination des compartiments, après vérification des données utilisées.

Les stratégies de surveillance proposées doivent s'appuyer sur les réseaux existants autant que possible, afin de bénéficier de leur logistique, de leurs connaissances et des acquisitions de métadonnées déjà en place. Pour certains sous-compartiments, des réseaux de

surveillance doivent être construits ou renforcés, comme pour le compartiment "air, sols et poussières".

Les modalités d'échantillonnage et d'analyses devront parfois être adaptées par rapport aux pratiques actuelles, en fonction de la spécificité des PFAS. Par exemple, le choix du/des support biote à considérer (gammares, poissons, bivalves, etc.) dans les eaux superficielles et les eaux marines est à étudier en amont. Un autre exemple, pour les compartiments air intérieur et extérieur, porte sur la question du prélèvement à mettre en œuvre pour effectuer la mesure des PFAS au regard de leur partition entre les différentes phases (vapeur, particulaire ou les 2).

8.4.6 Consolidation de la liste des PFAS d'intérêt dans les sources

L'importance de caractériser les sources a été clairement identifiée comme d'intérêt majeur pour orienter les stratégies à mettre en place dans les différents sous compartiments.

La liste des PFAS identifiés dans "la surveillance des sources et milieux connexes " est à prendre en compte, après consolidation et compilation des informations préalables requises (cf chapitre 6.x) pour intégrer des campagnes de surveillance. Les informations disponibles, que ce soit au niveau européen ou nationale sur leurs usages (cf 8.2.1), mais aussi leur occurrence dans d'autres pays (comme réalisé pour le compartiment air/sol/poussière) sont à agréger afin d'accélérer la prise en compte de ces PFAS si pertinent alors que les campagnes de mesure dans les sources s'organisent ou sont déjà en cours.

8.4.7 Acquisition de nouvelles données d'occurrence dans les sources

Des campagnes de mesures sont planifiées dans les mois à venir pour un certain nombre de sources potentielles, mais d'autres sources restent à investiguer :

1. **Les boues de stations d'épuration urbaines**, qui ne sont pas intégrées à ce jour dans l'arrêté sur les stations d'épuration urbaines, en cours de consultation alors qu'elles ne sont pas ou très peu surveillées à ce stade (que des études éparses, pas de systématique)[34].
2. **De manière générale tous les produits destinés à un apport aux sols** notamment en contexte agricole (compost, digestats, boues résiduaires, cendres et autres matières valorisées...) doivent faire l'objet d'une surveillance.

3. **L'extension du périmètre (molécules et ICPE concernées) de la surveillance des émissions atmosphériques en prenant en compte les phases gazeuse et particulaire.**

4. Acquisition de données sur les **MCDA/MCDE** après harmonisation des protocoles (voir point 8.4.5).
5. Acquisition de données sur les matériaux de construction et produits de consommation.

L'acquisition de ces données permettra de mieux caractériser les différentes sources afin de sélectionner la/les sources la plus pertinente en lien avec chaque sous-compartiment.

[34] https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000052201216

9 Bibliographie

9.1 Publications

Anses, 2017. Proposition de modalités pour une surveillance des pesticides dans l'air ambiant. Saisine n° 2014-SA-0200. 260 p.

Anses, à paraitre. Guide d'élaboration et de choix de valeurs de référence. Saisine n°2020-SA-0019. Maisons-Alfort : Anses, 280 p.

Anses. (2025a). Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination et catégorisation en vue de mesures de gestion. Partie 1 : Bilan de la contamination par les PFAS de différents compartiments. (Saisine 2022-SA-0198). Maisons-Alfort : Anses, 372 p.

Anses. (2025b). Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'élaboration de VTR long terme pour plusieurs perfluorés. Saisine 2022-SA-0198. Maisons-Alfort : Anses, 41 p.

Antignac, J-P., B. Veyrand, H. Kadar, P. Marchand, A. Oleko, B. Le Bizec, et S. Vandentorren. 2013. « Occurrence of perfluorinated alkylated substances in breast milk of French women and relation with socio-demographical and clinical parameters: Results of the ELFE pilot study ». *Chemosphere* 91 (6) : 802-8. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.088.

Arp Hans Peter H., Gredelj Andrea, Glüge Juliane, Scheringer Martin, Cousins Ian T., 2024. The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA). Environ. Sci. Technol. 2024, 58, 45, 19925–19935.

Bil, Wieneke, Marco Zeilmaker, Styliani Fragki, Johannes Lijzen, Eric Verbruggen, et Bas Bokkers. 2021. « Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 40 (3): 859-70. https://doi.org/10.1002/etc.4835.

Bil, W., M. Zeilmaker, S. Fragki, J. Lijzen, E. Verbruggen, et B. Bokkers. 2022. « Responseto Letter to the Editor on Bil et al. 2021 "Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach" ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 41 (1): 13-18. https://doi.org/10.1002/etc.5236.

Burkhard, Lawrence P., 2021. « Evaluation of Published Bioconcentration Factor (BCF) and Bioaccumulation Factor (BAF) Data for Per- and Polyfluoroalkyl Substances Across Aquatic Species ». Environmental Toxicology and Chemistry 40, nº 6 : 1530-43. https://doi.org/10.1002/etc.5010.

Endo S., Hammer J., and Matsuzawa S., 2023. Experimental Determination of Air/Water Partition Coefficients for 21 Per- and Polyfluoroalkyl Substances Reveals Variable Performance of Property Prediction Models, Environmental Science & Technology, 57

Fenton S. E., Ducatman A., Boobis A., DeWitt J . C., Lau C., Ng C., Smith J. S., Roberts S. M., 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. Environ Toxicol Chem., 40(3): 606–630. DOI:10.1002/etc.4890.

Hans Peter H. Arp, Andrea Gredelj, Juliane Glüge, Martin Scheringer, et Ian T. Cousins, 2024. The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA). Environmental Science & Technology, 58 (45), 19925-19935. DOI: 10.1021/acs.est.4c06189

Hubé D. avec la collaboration de P. Drzewiecki, F. Battaglia-Brunet, L. Cary, A. Cavelan, S. Colombano, M. Crampon, V. Laperche, C. Innocent, 2024. Guide polluants et comportement des polluants dans le milieu souterrain. Rapport final V3. BRGM/RP-74064-FR, 207 p.

ITRC. « PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances ». s. d. Consulté le 18 septembre 2025. https://pfas-1.itrcweb.org/.

OCDE, 2001. Env health and safety publications. Series on testing and assessment n°27. Guidance document on the use of the harmonized system for the classification of chemicals which are hazardous for the aquatic environment. ENV/JM/HCL

Pawlowski S, Aicher L, Berends A, Curtis-Jackson P, Häner A, Hollender J, Jene B, Jenner K, Redman A, Sanders G, Vallotton N, Wang N, Wheeler JR. Mobility in the context of exposure-based assessment of chemicals for drinking water resource protection. Integr Environ Assess Manag. 2023 May;19(3):775-791. doi: 10.1002/ieam.4705. Epub 2022 Dec 16. PMID: 36281826.

Sigmund G, Arp HPH, Aumeier BM, Bucheli TD, Chefetz B, Chen W, Droge STJ, Endo S, Escher BI, Hale SE, Hofmann T, Pignatello J, Reemtsma T, Schmidt TC, Schönsee CD, Scheringer M. Sorption and Mobility of Charged Organic Compounds: How to Confront and Overcome Limitations in Their Assessment. Environ Sci Technol. 2022 Apr 19;56(8):4702-4710. doi: 10.1021/acs.est.2c00570. Epub 2022 Mar 30. Erratum in: Environ Sci Technol. 2022 Aug 2;56(15):11093. doi: 10.1021/acs.est.2c05051. PMID: 35353522; PMCID: PMC9022425.

Sosnowska, Anita, Michalina Mudlaff, Leonid Gorb, Natalia Bulawska, Szymon Zdybel, Martine Bakker, Willie Peijnenburg, et Tomasz Puzyn. 2023. « Expanding the applicability domain of QSPRs for predicting water solubility and vapor pressure of PFAS ». *Chemosphere* 340 (novembre):139965. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139965.

9.2 Normes

AFNOR. 2003. NF X 50-*110 Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise.* AFNOR (indice de classement X 50-110).

ISO (International Organization for Standardization). 1997. *Information and Documentation - Rules for the Abbreviation of Title Words and Titles of Publications*. ISO 4:1997. Paris: ISO.

9.3 Législation et réglementation

Recommandation (UE) 2022/1431 de la commission du 24 août 2022 relative à la surveillance des substances perfluoroalkylées dans les denrées alimentaires.

Règlement (CE) n°1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission

Règlement (CE) N°1272/2008 du Parlement Européen et du conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n o 1907/2006.

Règlement (UE) 2023/915 de la Commission du 25 avril 2023 concernant les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires et abrogeant le règlement (CE) n° 1881/2006.

RÈGLEMENT (UE) 2024/2462 DE LA COMMISSION du 19 septembre 2024 modifiant l'annexe XVII du règlement (CE) no 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne l'acide undécafluorohexanoïque (PFHxA), ses sels et les substances apparentées au PFHxA.

Règlement (UE) 2025/40 du Parlement européen et du Conseil du 19 décembre 2024 relatif aux emballages et aux déchets d'emballages, modifiant le règlement (UE) 2019/1020 et la directive (UE) 2019/904, et abrogeant la directive 94/62/CE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine

GOUVERNEMENT
Liberté
Égalité
Fraternité

Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes
Direction générale du travail
Direction générale de l'alimentation
Direction générale de la prévention des risques
Direction générale de la santé

Nos réf. : D-22-023498/84

Paris, le 08 NOV. 2022

La Directrice générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes

Le Directeur général du travail

La Directrice générale de l'alimentation

Le Directeur général de la prévention des risques

Le Directeur général de la santé

à

Monsieur le Directeur général
Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
14 rue Pierre et Marie Curie
94701 Maisons Alfort cedex

Objet : Saisine relative à l'évaluation des risques sanitaires et des expositions aux composés alkyles per et polyfluorés et à la priorisation des substances en vue de mesures de gestion des risques.

Les composés alkylés per et polyfluorés ou PFAS (per and polyfluoralkyl substances) sont une large famille de substances chimiques (plus de 4 000 composés) fabriquées depuis les années 50 et utilisées dans de nombreuses applications industrielles et produits de consommation courante. L'origine de la présence des PFAS dans l'environnement est donc anthropique et l'utilisation variée de ces composés chimiques, combinée à leur caractère très persistant entraîne une contamination de tous les milieux : l'eau, l'air, les sols ou encore les sédiments. Certains s'accumulent dans les organismes vivants et se retrouvent dans la chaîne alimentaire. D'autres, plus mobiles, sont transportés sur de très longues distances.

La population européenne est exposée à certaines de ces substances ubiquitaires et très persistantes dans l'environnement comme en attestent notamment les études de biosurveillance menées depuis plusieurs années (programme HBM4EU, volet périnatal de la cohorte Elfe, enquête Esteban,...)[1].

[1] 17 composés ont été dosés dans les études nationales (Elfe, Esteban) et européennes (HBM4EU, PARC).

En France, la problématique des PFAS est régulièrement médiatisée. Une pollution localisée par des PFAS a notamment été mise en évidence sur la plateforme industrielle de Pierre-Bénite constituée des industries chimiques Arkema et Daïkin qui produisent des polymères fluorés et manipulent des PFAS. 3 PFAS sont actuellement utilisés sur cette plateforme et d'autres PFAS ont été utilisés dans le passé.

Par courrier du 4 juin 2009, la DGS avait saisi votre Agence en vue de demander une expertise sur les risques sanitaires pour le consommateur liés à des substances reprotoxiques et/ou perturbateurs endocriniens présents dans des produits et/ou articles mis sur le marché, dont le sulfonate de perfluorooctane (PFOS / CAS n° 1763-23-1, 29081-56-9, 2795-39-3) et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA / CAS n° 335-67-1). En réponse à cette saisine, l'Anses a publié en mars 2015 :
- un rapport sur les « Connaissances relatives aux données de contamination et aux expositions par des composés de la famille des Perfluorés (tome 2) » ;
- un rapport sur les « Connaissances relatives aux données de toxicité sur les composés de la famille des Perfluorés (tome 3) ».
L'objet de ces travaux était de recenser les données disponibles ou en cours d'acquisition concernant les dangers potentiels d'un certain nombre de composés de la famille des perfluorés ainsi que des données d'usage et de contamination de différents produits ou compartiments de l'environnement, incluant les eaux et l'alimentation. L'objectif final était de définir les principaux effets toxiques en lien avec une exposition à ces composés et de déterminer les sources principales d'exposition humaine, en vue de prioriser les perfluorés qui pourront faire l'objet, dans un second temps, d'une évaluation des risques sanitaires (ERS). Par la suite, votre agence s'est autosaisie le 9 juin 2015 afin d'élaborer des valeurs de référence chroniques par voie orale pour quatre composés perfluorés : l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA, CAS n°307-24-4), l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS, CAS n°355-46-4), l'acide perfluorobutanoïque (PFBA, CAS n°375-22-4) et l'acide perfluorobutane sulfonique (PFBS, CAS n°375-73-5).

Depuis ces expertises, de nouvelles données ont été produites sur les PFAS, en matière de connaissances des contaminations environnementales (sol, eau, aliments) et de biosurveillance humaine. De plus, l'Agence européenne de sécurité sanitaire des aliments (EFSA), sur la base de ses travaux menés depuis 2017, a établi en septembre 2020 un nouveau seuil de sécurité pour les principaux PFAS : il s'agit d'une dose hebdomadaire tolérable (DHT) de de 4,4 ng/kg pc. L'EFSA a également publié un avis scientifique sur les risques pour la santé humaine résultant de la présence de PFAS dans les aliments.

En outre, les inquiétudes sont grandissantes dans la communauté scientifique internationale sur le sujet des PFAS du fait notamment de dépassements de la valeur sanitaire de référence mis en évidence chez des adolescents dans le cadre du programme européen HBM4EU. Ces travaux ont permis d'établir des niveaux de référence concernant l'exposition interne à 12 PFAS chez 1 957 adolescents européens âgés de 12 à 18 ans. Les données provenant de 17 études de biosurveillance humaine ont montré que 14,26 % des adolescents européens présentaient des concentrations sériques en PFAS supérieures à 6,9 µg/l, valeur indicative de l'EFSA pour la dose hebdomadaire tolérable de 4,4 ng/kg pc. Il est à noter que ces données européennes établissent une tendance à la baisse des concentrations en ce qui concerne le PFOA et le PFOS (pouvant s'expliquer par la mise en œuvre de mesures réglementaires pour ces substances), mais pas pour les autres composés perfluorés.

La règlementation de ces substances PFAS est toutefois encore limitée. La stratégie européenne pour la durabilité dans le domaine des produits chimiques, publiée par la Commission européenne en octobre 2020, prévoit une interdiction très large de ces substances. A cet effet, 5 Etats-membres (Suède, Norvège, Danemark, Pays-Bas et Allemagne) travaillent, dans le cadre du règlement européen REACH, sur un dossier de restriction de la famille des substances PFAS dans de nombreux secteurs. Ce dossier doit normalement être remis à l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) début 2023.

Pour ce qui concerne la réglementation spécifique relative aux eaux destinés à la consommation humaine (EDCH), il faut rappeler que la présence de PFAS dans des captages d'eau utilisés pour la production d'eau destinée à la consommation humaine peut résulter de :

- rejets de station d'épuration ;
- rejets industriels de type : électronique, semi-conducteur, toners/encres, mousses anti-feux, cosmétique, imperméabilisants des textiles-cuirs-tapis et emballages alimentaires, bains de placage électrolytique, nettoyants de surface métallique, de sols, vernis, cire, etc. ;
- contaminations par des mousses anti-feux (à proximité d'aéroports, de dépôts hydrocarbures, de sites d'exercices incendies, etc.).

A ce jour, les PFAS ne font pas partie des paramètres couverts par la réglementation nationale pour les EDCH et les PFAS ne sont généralement pas recherchés dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux mis en œuvre par les Agences régionales de santé (ARS) en application du code de la santé publique, à moins que l'ARS ait renforcé le contrôle sanitaire au titre de l'article R.1321-17 du CSP. Cependant, la directive 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des EDCH introduit à compter du 1er janvier 2026 une nouvelle limite de qualité fixée à 0,1 µg/L pour la somme de 20 PFAS.

Ainsi, la recherche des 20 PFAS dans le cadre du contrôle sanitaire mis en œuvre par les ARS et le respect de la limite de qualité dans l'eau potable devront être assurés au plus tard en janvier 2026.

La DGS avait confié au laboratoire d'hydrologie de Nancy de l'Anses la réalisation d'une campagne nationale exploratoire en 2009 et 2010, sur les eaux brutes et les eaux traitées afin de caractériser la présence de ces substances au niveau national. Dix composés perfluorés ont été recherchés simultanément. Les composés perfluorés les plus fréquemment retrouvés étaient le PFOA, le PFOS, le PFHxS et le PFHxA. La plupart des concentrations en PFAS quantifiées dans les eaux traitées était inférieure à une dizaine de nanogrammes par litre mais des pollutions ponctuelles plus marquées ont pu être mises en évidence et confirmées par la suite[2].

La limite de qualité fixée dans la directive n'est pas basée sur des considérations sanitaires. La toxicité de certains PFAS pose question, certains d'entre eux étant notamment suspectés d'avoir des effets de perturbateurs endocriniens. L'Anses a déjà rendu un avis en date du 21 décembre 2017 sur l'évaluation des risques sanitaires d'alkyls per- et polyfluorés dans les EDCH. Depuis, de nouvelles connaissances scientifiques sont disponibles, notamment les conclusions des travaux menés par l'EFSA depuis 2017 et publiés en 2020 sur les risques pour la santé humaine résultant de la présence de PFAS dans les aliments, qui ont conduit à l'établissements de nouvelles valeurs pour les apports hebdomadaires maximum.

Face à ces différents constats, il apparait nécessaire d'évaluer la contribution des différentes voies d'exposition des populations et les risques associés, afin de mieux les maitriser en mettant en œuvre, le cas échéant, des mesures de gestion supplémentaires.

Nous sollicitons ainsi une expertise de l'Anses afin d'évaluer les risques sanitaires et les expositions aux PFAS au niveau national, sur la base d'une liste hiérarchisée de PFAS prioritaires que vos définirez afin de nous aider à définir des mesures de gestion adaptées pour réduire l'exposition des populations.

---

[2] Cf. rapport « Campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine » (Anses, mai 2011) : https://www.anses.fr/fr/system/files/LABO-Ra-Perfluorates.pdf

Cette expertise se déroulerait donc en deux phases :
I. Evaluation des risques sanitaires liés à la présence de PFAS dans les EDCH ;
II. Evaluation des risques et des expositions aux PFAS issues des différents compartiments de l'environnement.

I. Evaluation des risques sanitaires liés à la présence de composés alkyles per et polyfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine

Au regard du contexte sur les PFAS dans les EDCH décrit ci-avant, nous vous demandons de bien vouloir réaliser une mise à jour de l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence des PFAS dans les EDCH (intégrant la détermination d'une ou plusieurs valeurs guides), en tenant compte des 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184 :

Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	Acide perfluorobutanesulfonique (PFBS)
Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)	Acide perfluoropentanesulfonique (PFPeS)
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)
Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS)
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)
Acide perfluorononanoïque (PFNA)	Acide perfluorononane sulfonique (PFNS)
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS)
Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA)	Acide perfluoroundécane sulfonique (PFUnDS)
Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA)	Acide perfluorododécane sulfonique (PFDoDS)
Acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA)	Acide perfluorotridécane sulfonique (PFTrDS)

A toutes fins utiles, les éventuels résultats du suivi de la qualité de l'eau brute et de l'EDCH vis-à-vis des PFAS disponibles dans la base de données « SISE-Eaux d'alimentation » seront transmis par courriel à l'unité d'évaluation des risques liés à l'eau.

Délai de rendu pour l'expertise de la phase I sur les EDCH : rendu final attendu pour le **31 décembre 2023**.

II. Evaluation des risques et des expositions aux PFAS issues des différents compartiments de l'environnement

Dans un premier temps, à partir de vos précédents travaux sur les PFAS et des nouvelles données disponibles depuis vos dernières expertises, vous établirez un **état des lieux des données sur les expositions actuelles aux PFAS** en identifiant les principales sources d'exposition de la population française à ces substances. Vous vous appuierez notamment sur les résultats de l'enquête Esteban publiés en 2019, ainsi que sur ceux produits au niveau européen dans le cadre du programme HBM4EU. Vous analyserez les données relatives aux contaminations environnementales mais aussi les données de production, d'importation et d'utilisation de ces substances chimiques, afin d'estimer les PFAS pour lesquels les expositions seraient les plus importantes dans la population à ce jour. Vous prendrez en compte l'ensemble des domaines concernés pouvant exposer la population : l'alimentation, l'eau potable, les matériaux en contact avec les aliments (MCDA), les produits cosmétiques, les produits phytopharmaceutiques, les autres usages (ex : usages industriels, mousse anti-incendie). Vous pourrez également prendre en compte le rapport de la mission de l'IGEDD (Inspection générale de l'environnement et du développement durable) sur l'état des lieux de la contamination des milieux par les PFAS qui devrait être publié d'ici la fin de l'année 2022.

Vous établirez, à partir de ces données et de critères de priorisation que vous définirez (imprégnation des populations, toxicité, tonnage, usage, présence dans les rejets industriels, présence dans les sols du fait d'activités industrielles anciennes,...), une **liste hiérarchisée des PFAS** qu'il faudrait surveiller en priorité dans l'environnement et dans la population française (matrices biologiques), et sur lesquels une attention particulière devrait être portée en matière de réduction des expositions.

Vous jugerez de l'opportunité de conduire une **évaluation des risques sanitaires** pour certaines de ces substances plus particulièrement préoccupantes. Dans ce contexte, il pourrait être utile de vous rapprocher des Etats membres qui travaillent sur la proposition de restriction qui prévoit d'élargir l'interdiction d'utilisation à toute la famille des PFAS dans l'Union européenne.

Dans un second temps, vous listerez les **mesures de gestion des risques** (surveillance, contrôle, interdiction, restriction...) et les normes réglementaires actuellement en vigueur en France dans les différents domaines en lien avec les PFAS (aliments, eau, sol, MCDA, ICPE, milieu professionnel...).

A partir des données sur les sources d'exposition et de la liste hiérarchisée, vous définirez si les mesures de gestion actuellement mise en œuvre sont suffisantes pour protéger les populations, si elles doivent être renforcées (ex : modification des normes réglementaires) et/ou si des mesures complémentaires sont à instaurer pour les PFAS en général et pour certaines substances jugées « prioritaires ».

Vos travaux devraient ainsi permettre d'estimer plus précisément la contribution des différentes sources d'exposition aux PFAS et les risques associés, afin de mieux cibler les actions prioritaires pour limiter les impacts de ces substances sur les populations, en particulier les plus sensibles et celles vivant dans certaines zones polluées du territoire.

Cette expertise pourrait également venir alimenter les prochaines discussions au niveau européen dans le cadre de la proposition de restriction qui sera soumise dès janvier 2023 auprès de l'ECHA par cinq Etats membres en vue d'interdire la famille des PFAS.

Enfin, votre expertise, et en particulier la liste hiérarchisée des PFAS, devrait être très utile pour définir les substances prioritaires à analyser dans le cadre du futur programme national de biosurveillance. Aussi, vous vous rapprocherez de Santé publique France à ce sujet.

Délais de rendu pour l'expertise de la phase II :

Nous souhaiterions un rendu des travaux de la phase II suivant deux étapes :

1. les **sources d'exposition et leurs contributions respectives** ainsi que la **liste hiérarchisée des PFAS prioritaires**, avec les règlementations applicables, sont attendues d'ici le **30 avril 2023** ;
Pour cette première étape, vous vous rapprocherez du consortium qui travaille actuellement sur la restriction de la famille des PFAS dans le cadre de REACH afin de capitaliser sur les données déjà rassemblées par ces experts.

2. **le rapport et l'avis final** incluant les recommandations de l'Agence pour la réduction des expositions aux PFAS et, le cas échéant, proposant des mesures complémentaires d'appui à la gestion des risques (surveillance, contrôle, réglementation, valeurs repères...), sont attendus d'ici **le 30 juin 2023,** notamment pour disposer des recommandations associées à la gestion des risques liés aux substances PFOA, PFOS et PFHxA.

Cette expertise de la phase II sera bien évidemment à articuler avec l'expertise de la phase I sur les EDCH, mais aussi avec les travaux en cours de l'Ineris (notamment l'état des lieux des valeurs de référence et des méthodes disponibles pour le traitement et l'analyse des PFAS) et du BRGM.

Nous souhaiterions que cette expertise soit **inscrite comme prioritaire dans le cadre du programme de travail 2023** de l'Agence.

Nous vous remercions par avance de bien vouloir nous adresser votre proposition de contrat d'expertise, comprenant notamment les modalités de traitement et de restitution des travaux.

La Directrice générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes

Signature numérique de BEAUMEUNIER Virginie
Date : 2022.11.07 10:37:03 +01'00'

Virginie BEAUMEUNIER

Le Directeur général du travail

Pierre RAMAIN

La Directrice générale de l'alimentation

Maud FAIPOUX ID
Signature numérique de Maud FAIPOUX ID

Maud FAIPOUX

Le Directeur général de la prévention des risques

Cédric BOURILLET cedric.bourillet
Signature numérique de Cédric BOURILLET cedric.bourillet
Date : 2022.11.04 15:20:25 +01'00'

Cédric BOURILLET

Le Directeur général de la santé

Jérôme SALOMON

Copies :
Santé publique France
Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris)
Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM)

6

Annexe 2 : MCDE et MCDA en tant que sources de contamination en PFAS de l'EDCH et des aliments

Partie 1 : MCDA, analyse des données transmises par le FCD et le SCL

Contexte

Dans le cadre de ses travaux sur les PFAS, l'Anses a reçu deux fichiers de résultats relatifs à des analyses respectivement conduites par la fédération du commerce et de l'industrie (FCD) et par le service commun des laboratoires (SCL) sur la recherche de PFAS dans des matériaux au contact des denrées alimentaires.

Ces analyses s'inscrivent dans une évolution récente du cadre réglementaire européen. En effet, le règlement (UE) 2025/40 sur les emballages et les déchets d'emballages (PPWR), paru le 19 décembre 2024 et en vigueur le 20ème jour après sa parution, a pour objectif : (i) de réduire les déchets d'emballages dans l'Union Européenne, (ii) d'harmoniser les règles entre États membres, (iii) de favoriser la réutilisation, le recyclage et l'éco-conception des emballages.

Par ailleurs, il a également pour intention de réduire autant que possible les substances préoccupantes présentes dans les matériaux d'emballage, en particulier dans les matériaux d'emballage alimentaire. A ce titre, l'article 5, paragraphe 5 fait un focus sur des restrictions spécifiques relatives aux PFAS. Cet article mentionne qu'à partir du 12 août 2026, les emballages destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires ne pourront être mis sur le marché s'ils contiennent une concentration de PFAS égale ou supérieure aux valeurs limites suivantes :

- 25 µg/kg d'emballage pour tout PFAS mesuré par une analyse ciblée des PFAS (les PFAS polymères sont exclus de la quantification) ;
- 250 µg/kg d'emballage pour la somme des PFAS mesurée comme la somme des analyses ciblées des PFAS, le cas échéant avec une dégradation préalable des précurseurs (les PFAS polymères sont exclus de la quantification) ;
- 50 mg/kg d'emballage pour les PFAS (y compris les PFAS polymères). Si le taux total de fluor dépasse 50 mg/kg, le fabricant, l'importateur ou l'utilisateur en aval, auront pour obligation sur demande, au fabricant ou à l'importateur d'apporter une preuve de la part de la quantité de fluor contenue dans de potentiels PFAS ou issue de sources non PFAS.

Les contrats d'objectifs souffrent à ce jour du manque de contrats de moyens standardisés tant sur les méthodes d'analyses capables d'atteindre ces seuils analytiques, que sur les PFAS à cibler au regard de la grande diversité de composés possibles.

Dans ce contexte, l'analyse des résultats transmis a été conduite pour : (i) mettre en perspective autant que possible les PFAS retenus par les laboratoires avec les éléments réglementaires européens disponibles, (ii) rationaliser les résultats obtenus en fonction des matériaux, (iii) évaluer la robustesse des méthodes appliquées.

Législations européennes, nationales et cibles analytiques PFAS pour les plans de surveillance

De nombreuses réglementations croisent la thématique des PFAS en sus de la PPWR précédemment citée.

Au plus près de la thématique du contact alimentaire peuvent être cités : le règlement des matériaux plastique au contact alimentaire (règlement (UE)10/2011 et amendements en vigueur) ; la réglementation sur les eaux de consommation (directive européenne 2020/2184 du 16 décembre 2020) et la réglementation sur les contaminants des denrées alimentaires (règlement (UE) 2023/915).

En parallèle de ces exigences, la recommandation (UE) 2022/1431 relative à la surveillance des substances perfluoroalkylées dans les denrées alimentaires pour la période de 2022 à 2025 est à prendre en compte.

Des réglementations plus éloignées de l'aliment au sens strict peuvent motiver le développement de méthodes analytiques par les laboratoires prestataires et de proposer des « kits » de cibles PFAS dans les plans de surveillance. A ce titre, l'arrêté du 20 juin 2023 sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et la « liste candidate » en lien avec l'article 59 du règlement (CE) n°1907/2006, dit « règlement REACH », sont également des éléments de référence.

La Figure 75 présente le croisement des listes de PFAS entre les réglementations / recommandations susmentionnées. A noter que la liste candidate contient environ 80 substances de structures chimiques correspondant à la définition d'un PFAS. Toutes ces substances ne sont pas listées dans cette figure. Il apparait que la liste de la recommandation européenne recoupe une majeure partie des exigences réglementaires européennes et est donc prise en référence par le ou les laboratoires mandatés notamment par la FCD. Certaines analyses ont été conduites par des laboratoires implantés en Chine. Par conséquent, la liste des PFAS ciblés diffère fortement de la priorisation faite dans le cadre européen.

nom	abréviation	CAS		Règlement plastique pour contact alimentaire (10/2011/EC et amendements)	Règlement 2023/915/EU contaminanats des denrées alimentaires	Recommandation (UE) 2022/1431/EU du 24 août 2022 (plan de surveillance food, eau, sérum humain)	Arrêté français 20 juin 2023 rejet ICPE	Directive EDCH 2020_2184	Reach candidate list (SVHC)
Acide perfluorobutanoïque	PFBA	375-22-4				X	X	X	
Acide perfluoropentanoïque	PFPeA	2706-90-3				X	X	X	
Acide perfluorohexanoïque	PFHxA	307-24-4				X	X	X	
Acide perfluoroheptanoïque	PFHpA	375-85-9				X	X	X	X
Acide perfluorooctanoïque	PFOA	335-67-1			X	X	X	X	X
Acide perfluorononanoïque	PFNA	375-95-1			X	X	X	X	X
Acide perfluorodécanoïque	PFDA	335-76-2				X	X	X	X
Acide perfluoroundécanoïque	PFUnDA ; PFUnA	2058-94-8				X	X	X	X
Acide perfluorododécanoïque	PFDoDA ; PFDoA	307-55-1				X	X	X	X
Acide perfluorotridécanoïque	PFTrDA ; PFTrA	72629-94-8				X	X	X	X
Acide perfluorobutanesulfonique	PFBS	375-73-5				X	X	X	X
Acide perfluoropentanesulfonique	PFPS	2706-91-4				X	X	X	
Acide perfluorohexane sulfonique	PFHxS	355-46-4			X	X	X	X	
Acide perfluoroheptane sulfonique	PFHpS	375-92-8				X	X	X	
Acide perfluorooctane sulfonique	PFOS	1763-23-1			X	X	X	X	
Acide perfluorononane sulfonique	PFNS	68259-12-1				X	X	X	
Acide perfluorodecane sulfonique	PFDS	335-77-3				X	X	X	
Acide perfluoroundécane sulfonique	PFUnDS	749786-16-1				X	X	X	
Acide perfluorododécane sulfonique	PFDoDS	79780-39-5				X	X	X	
Acide perfluorotridécane sulfonique	PFTrDS	791563-89-8				X	X	X	
perfluorooctanesulfonamide	PFOSA	754-91-6				X			
acide perfluorotétradécanoïque	PFTeDA	376-06-7				X			X
acide 2-[(6-chlor-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-dodécafluorhexyl)oxy]-1,1,2,2-tétrafluoréthanesulfonique (forme acide de F53B qui est le sel de potatium)						X			
acide 2,3,3,3-tétrafluor-2-(heptafluorpropoxy)-propanoïque		13252-13-6				X			X
acide 2,2,3-trifluor-3-[1,1,2,2,3,3-hexafluor-3-(trifluorométhoxy)propoxy]propionique						X			
hydroxyde de N,N-diméthyl-N-oxyde-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyl)sulfonyl]amino]- 1-propanaminium						X			
hydroxyde de N-(carboxyméthyl)-N,N-diméthyl-3-[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyl)sulfonyl] amino]-1-propanaminium						X			
alcools et sulfonates de fluorotélomères						X			
acide perfluoroacétique, substitué en α par le copolymère du perfluoro-1,2-propylèneglycol et du perfluoro-1,1-éthylèneglycol, à groupements terminaux chlorohexafluoropropyloxyliques		329238-24-6		X					
acide perfluoro[2-(poly(n-propoxy))]propanoïque		51798-33-5		X					
acide perfluoro[2-(n-propoxy)] propanoïque		13252-13-6		X					X

Figure 75. Croisement des cibles PFAS en fonction de différentes réglementations européennes ou françaises

Bilan des résultats transmis par la FCD

Echantillonnage

38 échantillons ont été analysés sur de multiples cibles PFAS conduisant à environ 1200 résultats de dosage. 98% de ces résultats ont été obtenus par extraction des matériaux et 2% par études de migration spécifique principalement à partir de poêles revêtues. Le descriptif parfois générique des échantillons analysés montre une prédominance des papiers & cartons avec ou sans traitement / enduction de surface (70 %), une moindre part des revêtements anti adhésif sur métal (26 %) et enfin une faible fraction des matériaux plastique (4%). Pour exemple du regroupement des descriptifs des échantillons réalisé dans ce bilan, les papiers à pâtisserie, papiers alimentaires paraffinés, paille carton kraft, papier thermoscellant ont été regroupés dans la catégorie "papiers & cartons". A contrario, des articles culinaires tels que grille à viande électrique, rice cooker, poêle aluminium revêtue PTFE ont été regroupés dans la catégorie "métaux revêtus".

La Figure 76 présente le nombre d'échantillons par catégorie de MCDA.

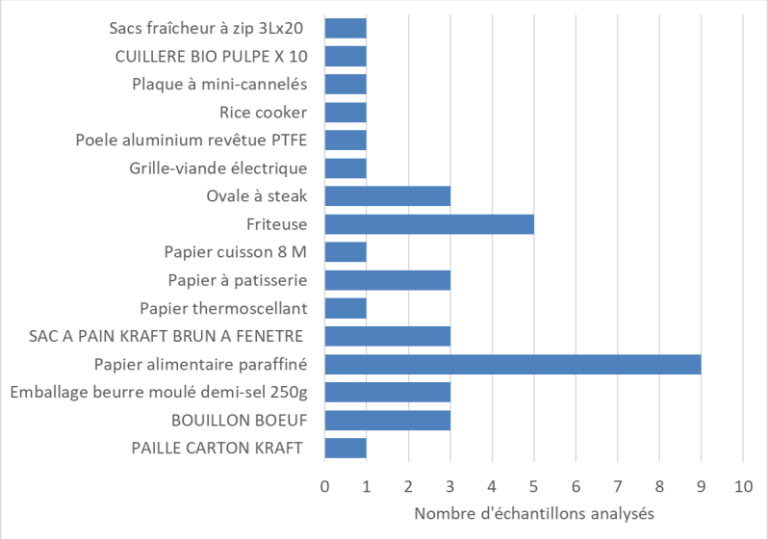


Figure 76. Nombre d'échantillons analysés par catégorie de MCDA

Résultats de dosages

L'Anses n'a pas eu accès à l'exhaustivité des conditions d'analyses par type de matériaux extraits et / ou pour les tests de migration.

La norme EN 17681-1 :2025 relative au dosage des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) dans les textiles par extraction et dosage par spectrométrie de masse en tandem et la norme ISO 23702-1:2023 concernant la détection et la quantification des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) extractibles non volatiles dans le cuir et le cuir enduit, par extraction solvant et dosage via chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse sont les deux références normatives citées pour ces analyses.

Parmi tous les dosages, **seuls deux échantillons montrent un dépassement des seuils de détection** analytiques à savoir :

- La détection du PFBA (CAS 375-22-4) dans un migrat à la concentration de 9,45 ng/L d'une solution éthanolique à 95% après 2 h de contact à 60°C avec une poêle revêtue ;
- La mise en évidence d'une concentration de 20 mg/kg de fluor dans une plaque de mini cannelés sans plus d'information si ce fluor total est lié à des composés de type PFAS ou d'origine différente.

Aucun autre PFAS n'a été détecté dans les conditions d'analyse sous la responsabilité des laboratoires prestataires. Pour illustration, les seuils de détection exprimés en µg/kg, mg/kg voire µg/dm² de matériaux sont présentés dans les Tableau 30 et

Tableau 31.

Tableau 30 : Limites de détection selon les matériaux de type papiers & cartons

Abréviation	CAS	LoD µg/kg
PFOS	45298-90-6	< 2,50
PFOA	335-67-1	< 2,50
PFBS	375-73-5	< 3,75
PFBA	375-22-4	< 2,50
PFPeA	2706-90-3	< 2,50
PFNA	375-95-1	< 2,50
PFHxA	307-24-4	< 2,50
PFHpS	375-92-8	< 3,75
PFHpA	375-85-9	< 2,50
PFOSA	754-91-6	< 2,50
PFHxS	355-46-4	< 3,75
PFDS	67906-42-7	< 3,75
PFDA	335-76-2	< 2,50
PFUnA	2058-94-8	< 2,50
PFDoA	307-55-1	< 2,50
PFTrA	376-03-4	< 2,50
PFTA	376-06-7	< 2,50
	172155-07-6	< 2,50
HPFHpA	1546-95-8	< 5,00
6:2FTS ,H4PFOS	27619-97-2	< 3,75
4:2 FTS		< 5,00
8:2FTS	39108-34-4	< 5,00

Tableau 31 : Limites de détection pour un article de type « friteuse » par le laboratoire implanté en Chine

PFOS	1763-23-1	1 µg/m²
PFOS-K	2795-39-3	1 µg/m²
PFOS-Li	29457-72-5	1 µg/m²
PFOS-Na	4021-47-0	1 µg/m²
PFOS-NH4	29081-56-9	1 µg/m²
PFOS-NH2(C2H4OH)2	70225-14-8	1 µg/m²
PFOS-N(C2H5)4	56773-42-3	1 µg/m²
PFOS-N(C10H21)2(CH3)2	251099-16-8	1 µg/m²
PFOS-N(C4H9)4	111873-33-7	1 µg/m²
PFOS-F	307-35-7	1 µg/m²
PFOS-Mg	91036-71-4	1 µg/m²
	71463-74-6	1 µg/m²
N-EtFOSA	4151-50-2	1 µg/m²
N-MeFOSA	31506-32-8	1 µg/m²
N-EtFOSE	1691-99-2	1 µg/m²
N MeFOSE	24448-09-7	1 µg/m²
PFOSA	754-91-6	1 µg/m²
PFOSA-Li	76752-79-9	1 µg/m²
PFOSA-Na	76752-78-8	1 µg/m²
PFOSA-K	76752-70-0	1 µg/m²
PFOSA-NH4	76752-72-2	1 µg/m²
PFOA	335-67-1	0,010 mg/kg
PFOA-Na	335-95-5	0,010 mg/kg
PFOA-K	2395-00-8	0,010 mg/kg
PFOA-Ag	335-93-3	0,010 mg/kg
PFOA-F	335-66-0	0,010 mg/kg
APFO	3825-26-1	0,010 mg/kg
PFOA-Li	17125-58-5	0,010 mg/kg
PFOA-Co	35965-01-6	0,010 mg/kg
PFOA-Cs	17125-60-9	0,010 mg/kg
PFOA-Cr(3+)	68141-02-6	0,010 mg/kg
PFOA-NH(C4H10N)	423-52-9	0,010 mg/kg
	45285-51-6	0,010 mg/kg
	33496-48-9	0,010 mg/kg
8:2 FTS	39108-34-4	0,010 mg/kg
8:2 FTS-K	438237-73-1	0,010 mg/kg
8:2 FTS-NH4	149724-40-3	0,010 mg/kg
8:2 FTS-Na	27619-96-1	0,010 mg/kg
Me-PFOA	376-27-2	0,010 mg/kg
Et-PFOA	3108-24-5	0,010 mg/kg
8:2 FTA	27905-45-9	0,010 mg/kg
8:2 FTMA	1996-88-9	0,010 mg/kg
PFOI	507-63-1	0,010 mg/kg
H2PFDA/8:2 FTCA	27854-31-5	0,010 mg/kg
8:2 FTCA-P(C4H9)4	882489-14-7	0,010 mg/kg
8:2 FTOH	678-39-7	0,010 mg/kg
8:2 FTI	2043-53-0	0,010 mg/kg
8:2 FTSi(OC2H5)3	101947-16-4	0,010 mg/kg
8:2 diPAP	678-41-1	0,010 mg/kg
8:2diPAP-Na	114519-85-6	0,010 mg/kg
H4PFUnDA/ 8:3 FTCA	34598-33-9	0,010 mg/kg
H4PFUnDA-K	83310-58-1	0,010 mg/kg
PFDE	21652-58-4	0,10 mg/kg
7:3 FTCA	812-70-4	0,010 mg/kg
PFOS	1763-23-1	1 µg/m²

Bilan des résultats transmis par le Service commun des laboratoires (SCL, France)

Les analyses conduites par le SCL s'est focalisé sur la recherche du PFOA (CAS 335-67-1) dans des matériaux prélevés au cours des années 2017 à 2024 (Figure 77). L'échantillonnage sur cette période est constitué à part pratiquement égale de papiers & cartons ou à base de fibre végétale (58 %) et de métal revêtu (42 %). Les analyses ont été conduites soit par extraction soit par migration pour des conditions variables de tests en fonction des échantillons.

Sur l'ensemble des analyses réalisées (59 échantillons), le PFOA a été mis en évidence uniquement sur deux échantillons en 2017 à savoir une poêle en métal revêtu (44 ng/L) et une casserole en métal revêtu (39 ng/L).

Les limites de détection varient en fonction des objets et approches appliquées. Elles sont de 2 à 50 ng/L dans le cas des études de migration au contact de solution éthanolique à 50% ou 95% et de 20 à 50 ng/L pour les études d'extraction par une solution éthanolique à 95%.

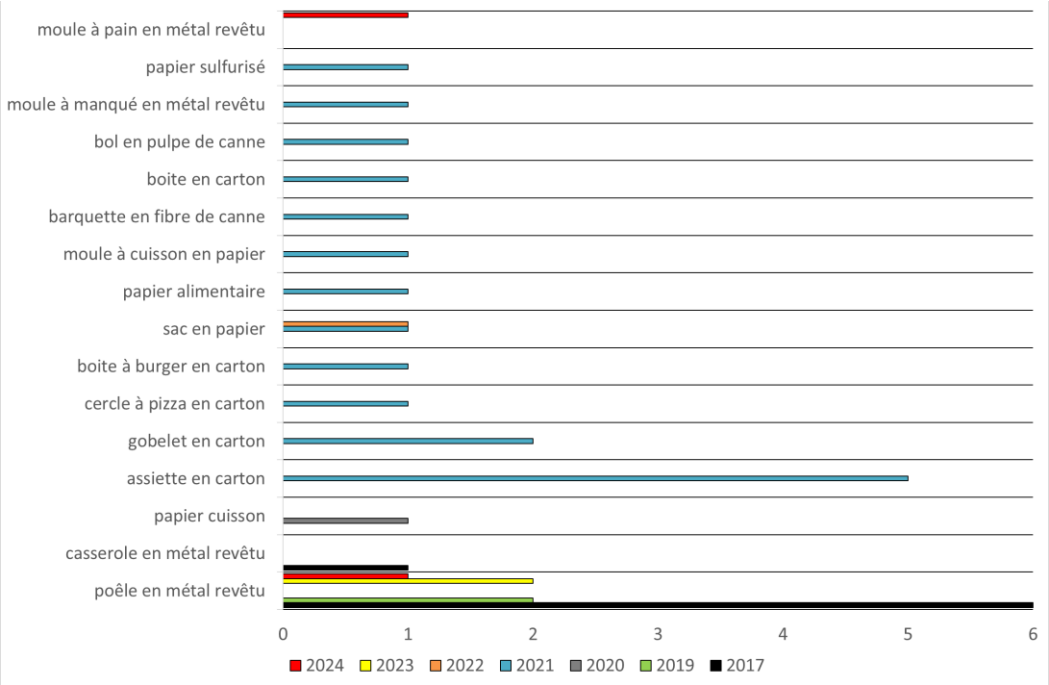


Figure 77. Répartition de l'échantillonnage SCL en nature, nombre et date d'analyse

Limites de l'expertise

Aucune des méthodes employées par les laboratoires qui ont conduit les analyses citées dans ce rapport n'a fait l'objet d'une expertise faute de mise à disposition desdites méthodes détaillées. Aussi, les résultats sont à considérer avec cette réserve. Des conditions normatives employées dans d'autres domaines ont servi de base pour certaines des analyses conduites.

Partie 2 : Etude bibliographique sur les PFAS issus de MCDA

Cadrage

Cette étude bibliographie, non exhaustive, se focalise sur la contribution des MCDE/MCDA dans la problématique des PFAS. Elle rapporte des exemples d'études menées en Europe, récemment publiés dans la littérature scientifique (depuis 2022) en se focalisant sur la méthodologie analytique (extraction, techniques analytiques) et les résultats (nature/quantité détectées). Enfin, elle aborde les notions d'estimation de l'exposition alimentaire et d'outil de classement multicritères des PFAS.

Méthode de la recherche bibliographique

Base de données : Scopus, Web of Science

Equations de recherche

- Screening :
  - "PFAS" AND "water contact material" OR "water"
  - "PFAS" AND "food contact material" OR "food packaging"

- Analyse plus approfondie pour le champ PFAS, toujours combinée (en AND) à la partie water ou food (équations basées sur le précédent rapport de l'Anses sur les perfluorés en 2015)
  - polyfluoroalkyl OR perfluoroalkyl OR pfas or PFASs OR fluorotelomer OR fluoroalkyl* OR
    perfluor* OR polyfluor* OR fluorinated OR "Perfluorinated compound" OR PFC
  - "Pfos" OR "Perfluorooctylsulfonic acid" OR "Perfluorooctanesulfonic acid" OR "Perfluorooctanesulfonate" OR "Perfluorooctane sulfonic acid" OR "Heptadecafluoro-1-octanesulfonic acid" OR "Potassium perfluorooctanesulfonate" OR "Perfluorooctane sulfonate potassium salt" OR "1-octanesulfonic acid" OR "1- perfluorooctanesulfonic acid
  - "Pfoa" OR "Pentadecafluoroocanoic acid" OR "Pentadecafluorooctanoic acid" OR "Perfluorocaprylic acid" OR "Perfluoroctanoic acid" OR "Perfluoroheptanecarboxylic acid" OR "Perfluorooctanoic acid" OR "Pentadecafluoron-octanoic acid" OR "Pentadecafluoro-1-octanoic acid" OR "Pentadecafluoro-1- octanoic acid" OR "Octanoic acid"

Période temporelle : >2022

Note relative aux MCDE

Les articles en lien avec l'eau identifié par la recherche bibliographique ne concernent pas les MCDE mais la contamination de l'eau que ce soit l'eau du réseau ou les eaux commerciales. La notion de matériau est présente pour des problématiques inhérentes au traitement de l'eau (décontamination par adsorption notamment). Cet aspect ne sera donc pas traité ici.

Méthode analytique pour la recherche des PFAS

La méthode analytique comprend non seulement la technique d'analyse (chromatographie dans la grande majorité des cas) mais aussi (et surtout) la préparation en amont de l'échantillon (extraction et/ou migration) qui conditionne totalement la nature (et l'utilité) de l'information issue de l'analyse.

Techniques d'analyse

Cette partie se base sur une revue de Idowu *et al* (2025), à partir d'une étude de 156 articles suivant les lignes directrices des revues systématiques et meta-analyses (PRISMA[35]).

La Figure 78 met en évidence la complexité de l'analyse totale de ces substances dont les techniques analytiques sont listées en Figure 79 en distinguant les méthodes directes spécifiques, des méthodes dites indirectes et non spécifiques.

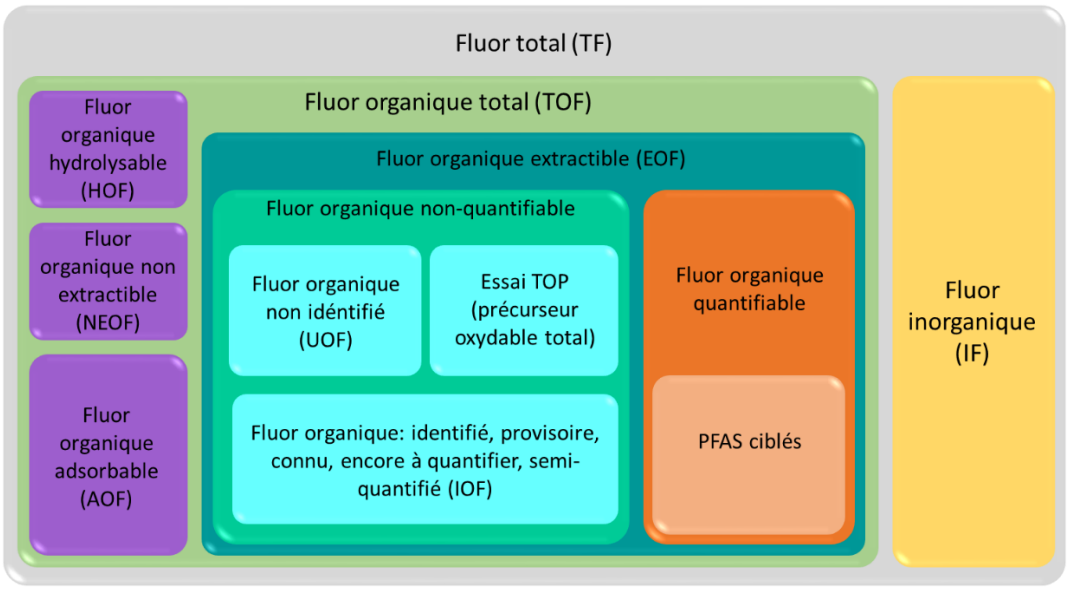


Figure 78. Représentation schématique du concept de dosage total des PFAS - Illustration adaptée des travaux d'Idowu et al (2025)

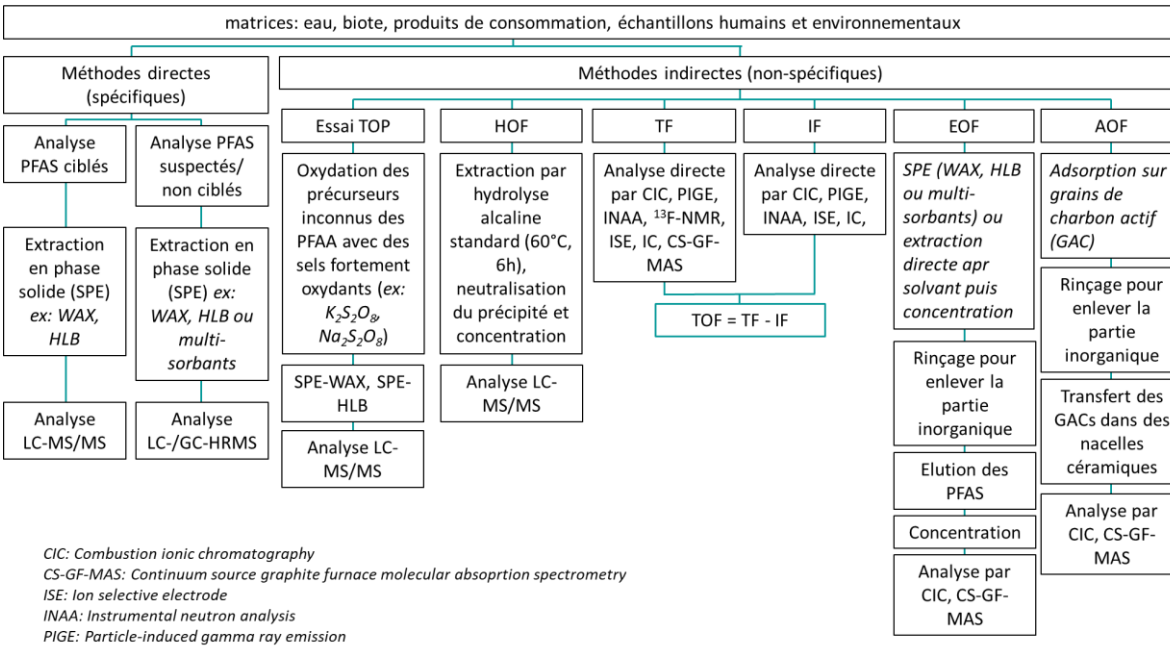


Figure 79. Carte conceptuelle des techniques d'analyse des PFAS - Illustration adaptée des travaux d'Idowu et al (2025)

[35] PRISMA : Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analysis

La revue souligne qu'une fraction substantielle de fluor total reste non comptabilisée, ce qui met en exergue la nécessité d'une recherche non ciblée (NTS) pour identifier les PFAS inconnus (UPFAS ou UOPFAS). Il est essentiel de combler ces lacunes pour faire progresser la recherche sur les PFAS et l'évaluation des risques associés.

Techniques d'extraction / migration

La distinction entre extraction et migration est très importante et conditionne la signification de la teneur en PFAS identifiée/quantifiée : par masse de MCDA, d'échantillon, de simulant, d'aliment. Le Tableau 32 illustre l'importance de cette distinction.

Tableau 32 : Comparaison entre les teneurs en PFAS après extraction et migration, adapté de Sapozhnikova et al. (2023)

Echantillon	PFAS	Quantité extraite (ng/g)	Quantité maximale migrée (240h) (ng/g)	% migré des extraits	Simulant alimentaire, T°C
Papier à gâteau	PFHxS	18,2	0,7	3,8	95% EtOH, 40°C
Plastique & papier pour salami	PFHxA PFHpA	8.8 51,2	0,55 0,2	6,3 0,4	95% EtOH, 20°C
Mousse & film pour tomate	PFHxA	1,9	0,05	2,6	10% EtOH, 40°C
Papier revêtu pour cookies	6:2 diPAP	3,9	0,7	18	95% EtOH, 40°C
Plastique pour agneau kebab	6:2 diPAP	224,3	12,2	5,4	95% EtOH, 20°C

Dans l'analyse de l'implication des MCDA dans la problématique des PFAS, l'étude de la migration est cruciale. Pour pouvoir comparer les échantillons d'une étude à l'autre, il est indispensable de connaître les conditions d'analyse de la migration, notamment en termes de nature du simulant (ou l'utilisation d'alimentation réelle), durée et température de l'essai puisque ces paramètres influencent la migration (Tableau 33,Figure 80 et Figure 81).

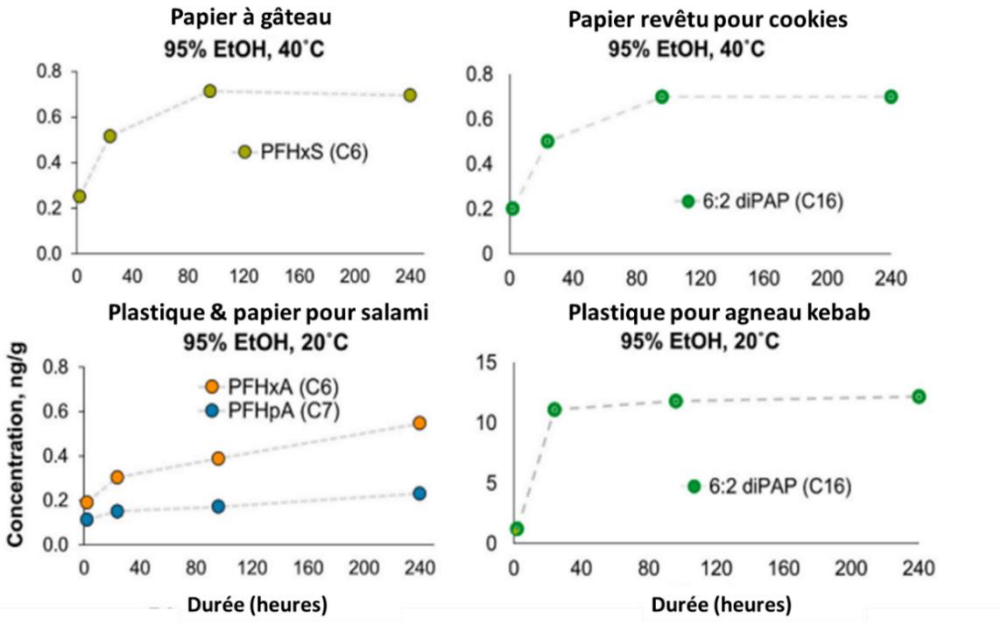


Figure 80. Evolution au cours d'une période de 10 jours de la teneur en PFAS ayant migré depuis des MCDA vers les simulants. Graphiques adaptés des travaux de Sapozhnikova et al. (2023)

La Figure 81 montre l'influence de la nature du simulant sur la teneur détectée en PFAS. Il apparait que comparativement à l'alimentation réelle, le simulant surestime la quantité de PFAS qui migre : dans un objectif d'évaluation des risques, l'utilisation d'un simulant adéquat semble donc être appropriée puisqu'il mime un pire cas.

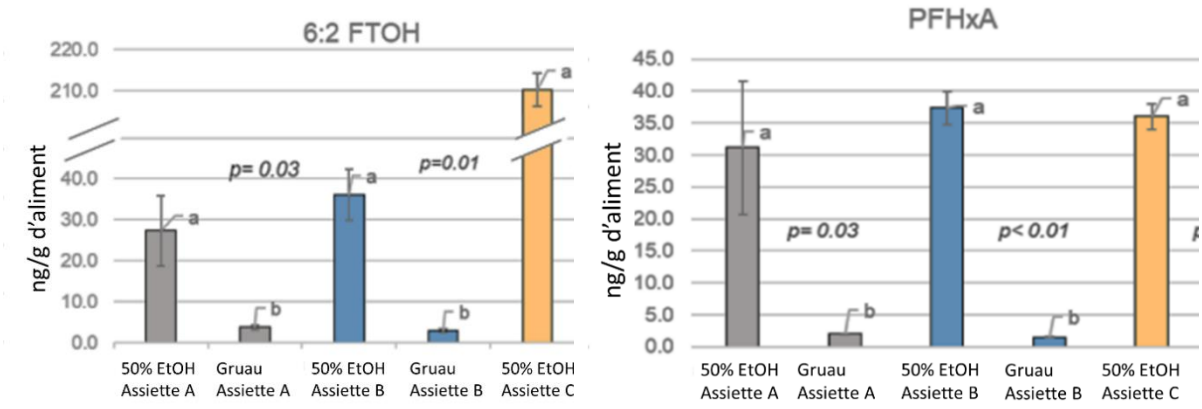


Figure 81. Comparaison des PFAS (ng/g d'aliment) qui ont migré dans EtOH à 50% comme simulant et dans du porridge comme matrice alimentaire réelle, à partir d'assiettes en papier - Graphiques adaptés des travaux de Lerch et al. (2022)

Points de vigilance méthodologique

Les unités dans lesquelles sont exprimées les teneurs en PFAS peuvent prêter à confusion et rendent difficile la comparaison : /quantité d'aliment, /quantité de MCDA, / quantité de simulant, /quantité d'échantillon analysé…. Même quand elles sont exprimées en µg.kg^{-1} d'aliment, les teneurs avancées sont intimement liées à la méthodologie analytique, notamment aux conditions de migration (simulant vs aliment réel, durée, température). Les méthodes de migration miment (éventuellement challengent) les conditions préconisées d'usage mais ne prennent pas du tout en compte les dérives d'utilisation.

Etudes de cas récents relatives aux MCDA

Tableau 33 : Présentation de quelques études de cas récentes relatives aux MCDA

Référence	Lieu	Type d'échantillons	Méthode analytique	Exemple de résultats
Di Mario *et al.* (2024)	Belgique	Papiers/cartons : pailles, gobelets, boites… Analogues[36] de papier : gobelets, bols, boites hamburgers…. 111 échantillons au total	Conditions de migration (durée, T°) en accord avec les lignes directrices européennes 2023 Simulants : eau/ 95% EtOH Dans la mesure du possible, l'échantillon est entièrement rempli ou immergé dans le simulant. Sinon 1dm² est prélevé et rempli / immergé. Analyse : SPE puis LC-HRMS	25 PFAS recherchés, 11 détectés : essentiellement des PFCA. Ces 11 PFAS se retrouvent dans 100% des analogues de papier vs 43% des papiers/ cartons. Exemples de teneurs dans : *analogues de papier* : PFPeA~0,003 µg.kg^{-1}; PFBA~0,29 µg.kg^{-1} *papiers / cartons* : PFOA~0,001 µg.kg^{-1} ; PFBA~0,15 µg.kg^{-1} **Les teneurs sont données par kg d'aliment**[37]
Dueñas-Mas *et al.* (2023)	France	Papiers d'emballage burger, frites, cookies, onion rings…. 47 échantillons – fastfood parisiens Temps de contact avec la nourriture < 2mn pour minimiser les interactions avec la nourriture	Echantillons de 2 g Extraction dans MeOH Dopage des échantillons à 2,5 ng.g^{-1} pour les PAP et 0,25 ng.g^{-1} pour les autres analytes Analyse : SPE puis LC-MS/MS	40 PFAS recherchés : 16 PFCA (C_4-C_{18}), 14 PFSA (C_4-C_{10}), 5 sulfonamides (C_8), 5 PAP (C_4-C_{20}) Exemples de PFAS détectés dans tous les échantillons : PFHxA~0,04 à 3,3 ng.g^{-1}; 6:2 FTS~0,01 à 0,1 ng.g^{-1}; 6:2/6:2 diPAP~0,01 à 1,9 ng.g^{-1} **Les teneurs ne sont pas données par g d'aliment**
Lerch *et al.* (2022)	Danemark	6 échantillons : 3 assiettes en papier et 3 emballages muffins	Migration : aliments réels (porridge, soupe, muffin) puis extraction SPE Analyse : LC- MS/MS	PFAS courtes chaines détectés dans les assiettes PFPeA ~0,7 ng.g^{-1}; PFHxA ~2,6 ng.g^{-1}; PFHpA ~0,2 ng.g^{-1} PFAS longues chaines dans les emballages muffins 8:2 FTOH ~3,2 ng.g^{-1};

[36] Pâte à base de blé ou bagasse

[37] Hypothèse pour fournir un résultat en µg.kg^{-1} d'aliment : 1 kg d'aliment est en contact avec 6 dm² de MCDA.

Référence	Lieu	Type d'échantillons	Méthode analytique	Exemple de résultats
				10:2 FTOH ~1,5 $ng.g^{-1}$ **Les teneurs sont données par g d'aliment**
Vázquez Loureiro *et al.* (2024)	Danemark et Espagne	14 échantillons Emballages popcorn, muffin, pizza…	Criblage des MCDA contenant des PFAS par mesure de l'angle de goutte (eau & huile) Analyse qualitative par FTIR Mesure TOF par Combustion Ion Chromatography Migration : simulant EtOH 50%, 70°C, 2h Analyse quantitative par LC-MS/MS Analyse non ciblée par LC-Orbitrap-HRMS	Concentration la plus élevée trouvée dans les emballages de muffins (cups) : PFCA ~1.41 $\mu g.kg^{-1}$; ΣFTOH ~11.5 $\mu g.kg^{-1}$ **Les teneurs sont données par kg d'aliment**
Vera *et al.* (2024)	Espagne (comparaison avec des produits chinois, non présentés ici)	13 échantillons Plateaux pour sushi, viennoiseries, pizza… Revêtements Teflon Matériau : carton, bagasse	Migration : simulant Tenax®[38](40°C, 3 jours + 175°C, 5min pour les revêtements) puis extraction SPE Analyse par UPLC-IMS-QTOF	Concentrations les plus élevées retrouvées dans *Plateau hot dog carton recyclé :* PFOA ~3.15 $\mu g.kg^{-1}$; PFOS ~2.22 $\mu g.kg^{-1}$ *Revêtement Teflon :* PFOA ~2.61 $\mu g.kg^{-1}$ quand migration à 40°C et ~4.12 $\mu g.kg^{-1}$ avec les 5mn à 175°C **Les teneurs sont données par kg de simulant**
Aβhoff et al. (2024)	Allemagne	40 échantillons base papier : emballage popcorn pour MW, emballage papier pour sandwich	Criblage par mesure de l'angle de contact avec de l'huile de cuisson Extraction : 3 g MCDA dans 2mL H_20 + 20mL NH_3 0.1% dans ACN, 2h à Tamb puis SPE Analyse : HPLC-MS/MS	*Emballages sandwich* PFHxA ~593 $n.kg^{-1}$; PFHpA ~123 $n.kg^{-1}$; PFOA ~45 $ng.kg^{-1}$; PFOS ~53 $ng.kg^{-1}$ *Emballages MW* PFHxA ~340 $ng.kg^{-1}$; PFHpA ~221 $ng.kg^{-1}$; PFOA ~93 $ng.kg^{-1}$; PFOS ~38 $ng.kg^{-1}$ **Les teneurs ne sont pas données par kg d'aliment**

[38] Tenax® : poly(2,6-diphenylphenylene oxide) (CAS 24938-68-9)

Quelques extraits de l'étude de Di Mario *et al.* (2024) :

Table 2
Overview of the selected samples.

Material	Category	Examples	Number
Paper and Board	Straw	Cocktail straw, juice straw, soda straw, etc.	20
	Takeaway - Hot use	Boxes (e.g. pizza, hamburger), Trays/bags (e.g. fries, snack) Wraps (e.g. tacos, hamburger), Cups (e.g. Coffee), Bowls (e.g. soupe), Foil/paper (e.g. baking papers, airfrier paper). Muffin cups	66
	Takeaway - Cold use	Bags (e.g. sandwich), Cups (e.g. soda), Bowls (e.g. ice cream), Utensil (e.g. spoon)	9
Paper analogues	Takeaway - Hot use	Boxes (e.g. hamburger), Trays, Bowls, Plates, cup and lid.	13
	Takeaway - Cold use	Bowls (e.g. salads), Utensil (e.g. fork)	2

Table 1
Applied test conditions.

Article material	Usage	Examples	Sample preparation	Simulant	Test conditions
Paper and board	Cold/ambient or hot use	Sandwich bag, hamburger box, cup, fries trays	Filling or cut speciment	Milli-Q water 95% Ethanol	24h at 23 °C 2h at 20 °C
	Only hot use	Muffin cup, roasting bag, baking paper		Milli-Q water 95% Ethanol	2h at 80 °C 2h at 60 °C
Paper analogues (bagasse, wheat pulp)	Only hot use	Cup Lid, hamburger box, bowl, plates	Filling, immersion or cut speciment	Simulant B 95% Ethanol	2h at 70 °C 2h at 70 °C
	Cold/Ambient or Hot use	Fork	Immersion	Simulant B 95% Ethanol	30 min at 70 °C 30 °C at 70 °C

Table 3
Overview of minimum, maximum, mean concentrations expressed in μg kg^{-1} and percentage of detection per PFAS and sample category.

	Paper and board						Paper analogues			
	Straws		Takeaway - Hot use		Takeaway - Cold use		Takeaway - Hot use		Takeaway - Cold use	
	Min **Max** (Mean) Std Dev	% Detection	Min **Max** (Mean) Std Dev	% Detection	Min **Max** (Mean) Std Dev	% Detection	Min **Max** (Mean) Std Dev	% Detection	Min **Max** (Mean) Std Dev	% Detection
PFBA (C4)	/	0	<LOQ **0.15** (0.013) 0.033	37.8	<LOQ **0.005** (0.003) 0.002	22.2	<LOQ **0.29** (0.13) 0.102	60.0	/	0
PFPeA (C5)	<LOQ **0.006** (NA) NA	5	<LOQ **0.005** (NA) NA	3.0	<LOQ **0,002** (NA) NA	11.1	<LOQ **0.14** (0.029) 0.046	60.0	<LOQ **0.01** (0.009) 0.001	13.3
PFHxA (C6)	<LOQ **0.005** (NA) NA	5	<LOQ **0.04** (0.01) 0.011	21.2	<LOQ **0,013** (0.008) 0.005	33.3	<LOQ **0.55** (0.13) 0.158	80.0	<LOQ **0.13** (0.13) 0.002	13.3
PFHpA (C7)	<LOQ **0.005** (NA) NA	5	<LOQ **0.002** (0.001) 0.0003	9.1	<LOQ **0,002** (0.002) 0.0003	22.2	<LOQ **0.38** (0.11) 0.183	26.7	/	0
PFOA (C8)	<LOQ **0.006** (0.004) 0.002	10	<LOQ **0.10** (0.02) 0.038	10.6	/	0	<LOQ **0.68** (0.342) 0.479	13.3	/	0
PFOS (C8)	/	0	<LOQ **0.002** (0.002) 0.0005	7.6	/	0	/	0	/	0
PFNA (C9)	<LOQ **0.006** (NA) NA	5	/	0	/	0	<LOQ **0.36** (NA) NA	6.7	/	0
PFDA (C10)	<LOQ **0.006** (NA) NA	5	/	0	/	0	<LOQ **0.32** (NA) NA	6.7	/	0
PFUDA (C11)	<LOQ **0.003** (NA) NA	5	/	0	/	0	<LOQ **0.29** (NA) NA	6.7	/	0
PFDoA (C12)	/	0	/	0	/	0	<LOQ **0.12** (NA) NA	6.7	/	0
PFTrDA (C13)	/	0	/	0	/	0	<LOQ **0.14** (NA) NA	6.7	/	0

Estimation des expositions alimentaires

Lerch *et al.* (2022) ont suivi trois démarches complémentaires pour évaluer l'exposition aux 12 PFAS migrant à partir des MCDA mesurés dans leur étude :

- La somme totale des PFAS détectés ;
- La somme des 4 PFAS de l'EFSA (2020) :
- La somme en équivalent PFOA développée par Bil et al. (2020) qui consiste à affecter un facteur de puissance relative (RPF) à chacun des composés.

Les données de consommation alimentaire proviennent de la base de données de l'EFSA (Comprehensive European Food Consumption Database, 2021).

Le Tableau 34 illustre cette approche appliquée à l'étude. et montre que les estimations des expositions sont très différentes selon la démarche suivie. Les expositions estimées en ne considérant que les 4 PFAS de l'EFSA sont beaucoup plus faibles que celles estimées par la somme de l'ensemble des PFAS détectés (avec ou sans RPF).

Tableau 34 : Estimation de l'exposition journalière résultant de la migration des PFAS contenus dans les MCDA dans des aliments réels (adapté de Lerch et al. 2022)

			Assiette en papier A		Assiette en papier B		Assiette en papier C		Emballage muffin		
									A	B	C
			Gruau	Soupe de tomate	Gruau	Soupe de tomate	Gruau	Soupe de tomate	muffin		
Total PFAS		Σ(PFAS) [ng/g aliment]	6,13	3,5	4,7	3,54	6,48	14,1	2,83	5,01	6
	adultes	Exposition alimentaire par portion [ng/kg pc/jour]	143	104	11	105	15,1	41,9	1,75	3,1	3,65
	enfants		43,4	31,5	33,3	31,8	45,9	127	5,3	9,38	11,1
Σ(PFOA/PFNA)*		Σ(PFOA/PFNA)* [ng/g aliment]	0,03	0	0,03	0,04	0	0,05	0,06	0,17	0,06
	adultes	Exposition alimentaire par portion [ng/kg pc/jour]	0,06	0	0,06	0,12	0	0,15	0,03	0,11	0,04
	enfants		0,18	0	0,18	0,36	0	0,45	0,1	0,32	0,11
Approche RPF**		(equivalent PFOA) [ng/g aliment]	0,2	0,22	0,15	0,29	0,15	0,63	0,66	2,17	0,75
	adultes	Exposition alimenaire par portion [ng/kg pc/jour]	0,46	0,66	0,35	0,87	0,36	1,87	0,41	1,34	0,46
	enfants		1,39	1,99	1,06	2,63	1,09	5,67	1,24	4,07	1,38

* somme des 4 PFAS de l'EFSA mais il n'y avait pas de migration pour le PFOS et le PFHxS dans l'étude

** RPF de 1 pour le PFOA (valeur de référence), 0.05 pour le PFPeA, 0.01 pour PFHxA et PFHpA, 10 pour PFNA et PFDeA, 4 pour PFUnA, 3 pour PFDoDA, 0.02 pour 6:2 FTOH et 6:2 DiPAP, et enfin 0.04 pour 8:2 et 10:2FTOH.

ToxPi : Toxicological Prioritization Index

La revue de Phelps *et al.* (2024) rapporte la présence de 68 PFAS dans les MCDA (données issues de la base de données FCCmigex) et présente un outil multi-critères pour les classer, comme illustré par la Figure 82.

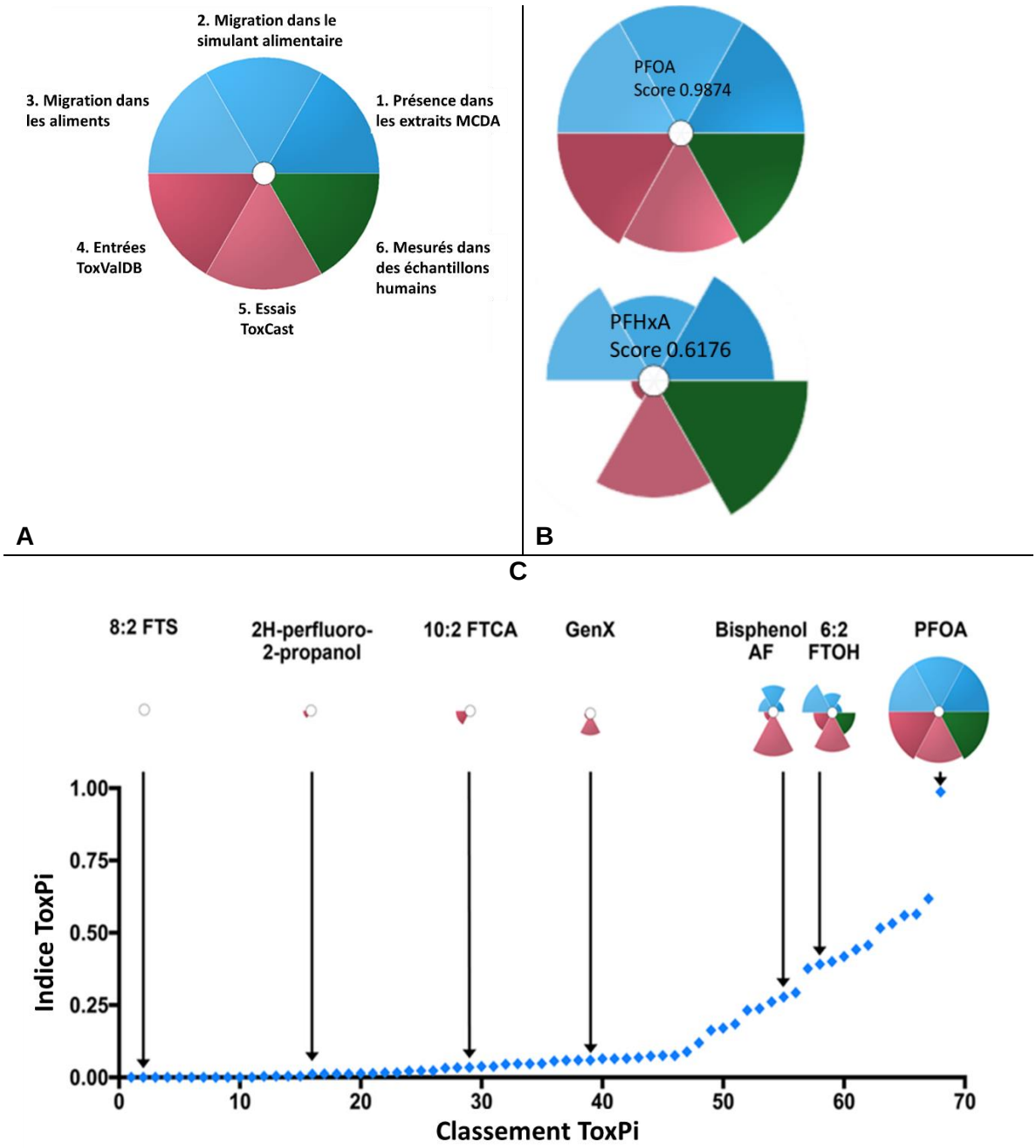


Figure 82. Indice de priorisation toxicologique (ToxPi) selon Phelps et al. (2024),(A) Critères de calcul du score, (B) Exemple de représentation du ToxPi pour le PFOA et le PFHxA, (C) Classement des 68 PFAS

Références bibliographiques

ANSES, *Connaissances relatives aux données de contamination et aux expositions par des composés de la famille des perfluorés (Tome 2)*, 2015, p. 150, ISBN 979-10-286-0063-1.

Aßhoff *et al*., 'A Sensitive Method for the Determination of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Food and Food Contact Material Using High-Performance Liquid Chromatography Coupled with Tandem Mass Spectrometry', *Journal of Chromatography A*, 1730 (2024), p. 465041, doi:10.1016/j.chroma.2024.465041.

Bil *et al.*, 'Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40.3 (2020), pp. 859–70, doi:10.1002/etc.4835.

Di Mario *et al.*, 'Risks Associated with the Presence of PFAS in FCM: An Investigation of the Belgian Market', *Chemosphere*, 363 (2024), p. 142907, doi:10.1016/j.chemosphere.2024.142907.

Dueñas-Mas *et al.*, 'Determination of Several PFAS Groups in Food Packaging Material from Fast-Food Restaurants in France', *Chemosphere*, 339 (2023), p. 139734, doi:10.1016/j.chemosphere.2023.139734.

Idowu *et al*., 'A Systematic Review of Methods for the Analysis of Total Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)', *Science of The Total Environment*, 967 (2025), p. 178644, doi:10.1016/j.scitotenv.2025.178644.

Lerch *et al.*, 'Is the Use of Paper Food Contact Materials Treated with Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances Safe for High-Temperature Applications? – Migration Study in Real Food and Food Simulants', *Food Chemistry*, 393 (2022), p. 133375, doi:10.1016/j.foodchem.2022.133375.

Lerch *et al.*, 'Food Simulants and Real Food – What Do We Know about the Migration of PFAS from Paper Based Food Contact Materials?', *Food Packaging and Shelf Life*, 35 (2023), p. 100992, doi:10.1016/j.fpsl.2022.100992.

Phelps *et al.*, 'Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Food Packaging: Migration, Toxicity, and Management Strategies', *Environmental Science & Technology*, 58.13 (2024), pp. 5670–84, doi:10.1021/acs.est.3c03702.

Sapozhnikova *et al.*, 'Assessing Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Globally Sourced Food Packaging', *Chemosphere*, 337 (2023), p. 139381, doi:10.1016/j.chemosphere.2023.139381.

Vázquez Loureiro *et al.*, 'Identification and Quantification of Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances (PFAS) Migrating from Food Contact Materials (FCM)', *Chemosphere*, 360 (2024), p. 142360, doi:10.1016/j.chemosphere.2024.142360.

Vera *et al.*, 'The Analysis of the Migration of per and Poly Fluoroalkyl Substances (PFAS) from Food Contact Materials Using Ultrahigh Performance Liquid Chromatography Coupled to Ion-Mobility Quadrupole Time-of-Flight Mass Spectrometry (UPLC- IMS-QTOF)', *Talanta*, 266 (2024), p. 124999, doi:10.1016/j.talanta.2023.124999.

Zabaleta *et al.,* 'Fast and simple determination of perfluorinated compounds and their potential precursors in different packaging materials', *Talanta*, 152 (2016),

Partie 3 : Substances fluorées figurant dans la liste positive européenne des substances de départ autorisées pour la fabrication des MCDE organiques et matériaux les contenant autorisés en France

Des substances fluorées (PFAS et substances entrant dans la fabrication de fluoropolymères) figurent dans la liste positive européenne des substances de départ autorisées pour la fabrication des MCDE organiques qui entrera en application le 31 décembre 2026 (Décision d'exécution (UE) 2024/367 de la Commission du 23 janvier 2024)[39]. Cette première liste européenne reprend les substances figurant dans le règlement (UE) n° 10/2011[40] et les substances autorisées au niveau national et notifiées à l'ECHA par différents Etats membres dont la France (Tableau 35.).

Certaines de ses substances peuvent disposer de restrictions d'usage : des Concentrations Maximales Tolérables au robinet dans les matériaux organiques (MTC_{tap}) et/ou des Concentrations Maximales Tolérables au robinet Totales ($MTC(T)_{tap}$) c'est-à-dire une MTC_{tap} exprimée en « Total PFAS » (38) ou exprimée en « Somme PFAS » (39). Dans la réglementation française actuelle, seules les $MTC_{tap,}$ sont vérifiées lors des essais de migration, les $MTC(T)_{tap}$ ne sont pas vérifiées.

Certaines de ces substances fluorées entrent dans la composition de polymères fluorés (PF) autorisés en France dans les installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (MCDE) et de produits et procédés de traitement de l'eau (P&PTE) car disposant d'une attestation de conformité sanitaire (ACS) ou d'un certificat de conformité aux listes positives (CLP) délivré par un des deux laboratoires habilités.

Le Tableau 36 compile le type de matériaux, les concentrations utilisées et les produits entrant en contact de l'eau potable dans lesquels les substances fluorées sont utilisées. Il spécifie la Limite de Migration Spécifique applicable à la substance (LMS, exprimée en mg de substance par kg de denrée alimentaire) définie dans le règlement (UE) n°10/2011[2] (réglementation française actuelle) et la Concentration Maximale Tolérable au robinet (MTC_{tap}) définie comme 1/20ème de la LMS, exprimée en µg/L.

Il précise si des essais de migration ont été effectués, si la substance a été analysée dans l'eau de migration et si le résultat était conforme (C_{tap} < MTC_{tap}) pour l'obtention de l'ACS. A titre informatif, la Limite de Quantification (LQ) de la méthode d'analyse est indiquée, celle-ci n'est pas comparable directement avec la MTC_{tap}. En effet, la concentration dans l'eau du robinet (C_{tap}) d'une substance est calculée à partir de la concentration dans l'eau de migration en tenant compte du ratio Surface/Volume lors de l'essai de migration, de la période de migration et du facteur de conversion à appliquer.

[39] Décision d'exécution (UE) 2024/367 de la Commission du 23 janvier 2024 portant modalités d'application de la directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil en établissant les listes positives européennes des substances de départ, des compositions et des constituants dont l'utilisation est autorisée pour la fabrication de matériaux ou de produits entrant en contact avec l'eau destinée à la consommation humaine : EUR-Lex

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

Le fluor utilisé en traitement de surface des plastiques n'est pas autorisé pour les MCDE. En effet, il a été conclu qu'il était impossible de prédire l'ensemble des PFAS susceptibles de se former, la formation de ces derniers dépendant du polymère sur lequel la fluoration est appliquée et des conditions de sa réalisation en l'absence notamment de méthode normalisée pour l'analyse du fluor organique total dans les eaux de migration des MCDE.

Le Tableau 36 recense les produits autorisés en France par les deux laboratoires habilités (CARSO et EUROFINS).

Tableau 35. Extrait de l'annexe I – Liste positive européenne de substances de départ individuelles pour les matériaux organiques

Numéro EUPL	Numéro CAS	Numéro de substance MCDA (A)	Dénomination de la substance de départ	Fonction technique (B)	Matériaux en contact avec l'eau potable (C)	Concentration maximale tolérable au robinet dans les matériaux organiques ($MTC_{tap,organics}$) en µg/l - Valeur pour la substance de départ	Concentration maximale tolérable au robinet totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] en µg/l (D)	Conditions d'utilisation	Date d'expiration
0079	75-38-7	132	Fluorure de vinylidène	Monomère ou autre substance réactive	tous	250			31 décembre 2034
0094	79-38-9	148	Chlorotrifluoroéthylène	monomère ou autre substance réactive	tous	0,1		Contrôle de la conformité sur la base de la quantité résiduelle par surface en contact avec l'eau (QMA) en attendant la mise au point d'une méthode d'analyse.	31 décembre 2034
0223	116-14-3	281	Tétrafluoroéthylène	monomère ou autre substance réactive	tous	2,5		En cas d'utilisation dans les revêtements, uniquement en tant que monomère dans les additifs polymériques.	31 décembre 2028
0224	116-15-4	282	Hexafluoropropylène	monomère ou autre substance réactive	tous	0,1	(38)		31 décembre 2028
0278	345-92-6	337	4,4'-difluorobenzo-phénone	monomère ou autre substance réactive	tous	2,5			31 décembre 2034

Numéro EUPL	Numéro CAS	Numéro de substance MCDA (A)	Dénomination de la substance de départ	Fonction technique (B)	Matériaux en contact avec l'eau potable (C)	Concentration maximale tolérable au robinet dans les matériaux organiques ($MTC_{tap,organics}$) en µg/l - Valeur pour la substance de départ	Concentration maximale tolérable au robinet totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] en µg/l (D)	Conditions d'utilisation	Date d'expiration
0330	1187-93-5	391	éther perfluorométhyl-perfluorovinylique	monomère ou autre substance réactive	matières plastiques, revêtements, caoutchoucs	0,1	(38)	À utiliser uniquement dans: - les revêtements; ou - les caoutchoucs; ou les fluoropolymères et perfluoropolymères destinés aux produits ayant un CF (rapport S/V) ≤ 0,0067 dm^{-1}	31 décembre 2028
0360	1623-05-8	423	Ether perfluoro-propylperfluorovinylique	monomère ou autre substance réactive	tous	2,5	(38)		31 décembre 2028
0404	3825-26-1	468	sel d'ammonium de l'acide perfluorooctanoïque	additif ou auxiliaire de production de polymères	tous		(38) (39)	À utiliser uniquement dans des objets réutilisables, frittés à haute température.	31 décembre 2028
0724	329238-24-6	854	acide perfluoroacétique, substitué en α par le copolymère du perfluoro-1,2-propylèneglycol et du perfluoro-1,1-éthylèneglycol, à groupements terminaux chlorohexafluoropropyloxy liques	additif ou auxiliaire de production de polymères	matières plastiques		(38)	À utiliser uniquement à une concentration maximale de 0,5 % m/m dans la polymérisation de fluoropolymères fabriqués à une température minimale de 340 °C.	31 décembre 2028

Numéro EUPL	Numéro CAS	Numéro de substance MCDA (A)	Dénomination de la substance de départ	Fonction technique (B)	Matériaux en contact avec l'eau potable (C)	Concentration maximale tolérable au robinet dans les matériaux organiques ($MTC_{tap,organics}$) en µg/l - Valeur pour la substance de départ	Concentration maximale tolérable au robinet totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] en µg/l (D)	Conditions d'utilisation	Date d'expiration
0730	51798-33-5	860	acide perfluoro[2-(poly (n-propoxy))]pro-panoïque	additif ou auxiliaire de production de polymères	matières plastiques		(38)	À utiliser uniquement dans la polymérisation de fluoropolymères fabriqués à une température minimale de 265 °C.	31 décembre 2028
0731	13252-13-6	861	acide perfluoro[2-(n-propoxy)]propanoïque	additif ou auxiliaire de production de polymères	matières plastiques		(38)	À utiliser uniquement dans la polymérisation de fluoropolymères fabriqués à une température minimale de 265 °C.	31 décembre 2028
0752	958445-44-8	896	sel d'ammonium de l'acide 3H-perfluoro- 3-[(3-méthoxy-propoxy) propanoïque]	additif ou auxiliaire de production de polymères	matières plastiques		(38) Pour l'ammonium, se référer à l'annexe V.	À utiliser uniquement dans la polymérisation de fluoropolymères lorsque ces derniers : - sont fabriqués à une température > à 280 °C pendant au moins dix min, - sont fabriqués à une température > à 190 °C à une concentration maximale de 30 % m/m pour une utilisation dans des mélanges avec des	31 décembre 2028

Numéro EUPL	Numéro CAS	Numéro de substance MCDA (A)	Dénomination de la substance de départ	Fonction technique (B)	Matériaux en contact avec l'eau potable (C)	Concentration maximale tolérable au robinet dans les matériaux organiques ($MTC_{tap,organics}$) en µg/l - Valeur pour la substance de départ	Concentration maximale tolérable au robinet totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] en µg/l (D)	Conditions d'utilisation	Date d'expiration
								polymères de polyoxyméthylène.	
0753	37486-69-4	903	2H-perfluoro- [(5,8,11,14-tétraméthyl)-éthyle, propyle éther de tétraéthylèneglycol	auxiliaire de production de polymères matières plastiques	matières plastiques		(38)	À utiliser uniquement comme auxiliaire de production de polymères dans la polymérisation de fluoropolymères qui sont: a) frittés ou fabriqués (non frittés) à une température ≥ à 360 °C pendant au moins 10 min, ou à des températures supérieures pour des durées équivalentes plus courtes; b) fabriqués (non frittés) à une température comprise entre 300 °C et 360 °C pendant au moins 10 min.	31 décembre 2028
0755	908020-52-0	926	sel d'ammonium de l'acide perfluoro[(2-éthyloxy-éthoxy)acétique]	additif ou auxiliaire de production de polymères	matières plastiques		(38) Pour l'ammonium, se référer à l'annexe V.	À utiliser uniquement dans la polymérisation de fluoro-polymères fabriqués à une température > à 300 °C pendant au moins dix min.	31 décembre 2028

Numéro EUPL	Numéro CAS	Numéro de substance MCDA (A)	Dénomination de la substance de départ	Fonction technique (B)	Matériaux en contact avec l'eau potable (C)	Concentration maximale tolérable au robinet dans les matériaux organiques ($MTC_{tap,organics}$) en µg/l - Valeur pour la substance de départ	Concentration maximale tolérable au robinet totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] en µg/l (D)	Conditions d'utilisation	Date d'expiration
0758	19430-93-4	973	(perfluorobutyl) éthylène	monomère ou autre substance réactive	matières plastiques		(38)	À utiliser uniquement comme comonomère à une concentration maximale de 0,1 % m/m dans la polymérisation de fluoropolymères, frittés à haute température.	31 décembre 2028
0768	1190931-27-1	1045	sel d'ammonium de l'acide perfluoro {2-[(5-méthoxy-1,3-dioxolan-4-yl) oxy]acétique}	additif ou auxiliaire de production de polymères	matières plastiques		(38) Pour l'ammoniu, se référer à l'annexe V.	À utiliser uniquement comme auxiliaire de production de polymères dans la fabrication de fluoropolymères qui sont produits dans des conditions de haute température d'au moins 370 °C.	31 décembre 2028
0776	1547-26-8	1063	2,3,3,4,4,5,5-heptafluoro-1-pentène	autre (substance de départ pour un additif polymérique)	matières plastiques		(38)	À utiliser uniquement avec des comonomères éthylène ou tétrafluoroéthylène dans la fabrication de fluoro-copolymères en tant qu'auxiliaire de production de polymères, à une concentration ne dépassant pas 0,2 % m/ m du matériau entrant	31 décembre 2028

Numéro EUPL	Numéro CAS	Numéro de substance MCDA (A)	Dénomination de la substance de départ	Fonction technique (B)	Matériaux en contact avec l'eau potable (C)	Concentration maximale tolérable au robinet dans les matériaux organiques ($MTC_{tap,organics}$) en µg/l - Valeur pour la substance de départ	Concentration maximale tolérable au robinet totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] en µg/l (D)	Conditions d'utilisation	Date d'expiration
								en contact avec l'eau potable, et lorsque la fraction à faible masse moléculaire (inférieure à 1 500Da) dans le fluorocopolymère ne dépasse pas 30 mg/kg.	
0820	27619-97-2		acide perfluorohexyléthyl sulfonique	additif auxiliaire de production de polymères	matières plastiques, revêtements	0,1	(38) (39)		31 décembre 2028
0963	9002-84-0		polytétrafluoroéthylène	additif (polymérique	revêtements, lubrifiants, silicones	2,5 – pour le tétrafluoroéthylène résiduel	(38)		31 décembre 2028
0979	811-97-2		1,1,1,2-tétrafluoroéthane	additif	matières plastiques		(38)	Dosage maximal = 2,2 % (m/m).	31 décembre 2028
1084			1-hydro-pentafluoropropène	monomère ou autre substance réactive	caoutchoucs		(38)		31 décembre 2028
1165			polychlorotrifluoroéthylène	monomère ou autre substance réactive	matières plastiques		(38)		31 décembre 2028

Numéro EUPL	Numéro CAS	Numéro de substance MCDA (A)	Dénomination de la substance de départ	Fonction technique (B)	Matériaux en contact avec l'eau potable (C)	Concentration maximale tolérable au robinet dans les matériaux organiques ($MTC_{tap,organics}$) en µg/l - Valeur pour la substance de départ	Concentration maximale tolérable au robinet totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] en µg/l (D)	Conditions d'utilisation	Date d'expiration
1550			copolymères du tétrafluoroéthylène et de l'hexafluoropropylène	monomère ou autre substance réactive	matières plastiques		(38)		31 décembre 2028
1593			polysiloxalanes avec les groupes tétrafluoroéthylène	monomère ou autre substance réactive	caoutchoucs				31 décembre 2031

A. Les numéros des substances dans la législation européenne relative aux MCDA sont fournis à titre purement informatif.

B. Cette colonne indique la fonction technique qui est assurée pour la substance de départ lorsqu'elle est utilisée dans les MCDE pour lesquels ladite substance de départ est autorisée.

C. Cette colonne indique les catégories de MCDE pour lesquels la substance de départ est autorisée.

D. La « Concentration Maximale Tolérable au robinet Totale [$MTC(T)_{tap,organics}$] » correspond à la concentration maximale autorisée des substances spécifiées qui migrent des matériaux organiques dans l'eau destinée à la consommation humaine.

Référence de la MTC(T)tap, organics	MTCtap, organics en µg/l	Spécification de la MTCtap, organics
(38)	0,05	exprimée en «Total PFAS»
(39)	0,01	exprimée en «Somme PFAS»

Tableau 36. Recensement des produits autorisés en France par les deux laboratoires habilités (CARSO et EUROFINS)

				Règlement (UE) n°10/2011					
Substances	**Matériaux**	**Concentrations utilisées**	**Produits**	**Limite de Migration Spécifique (mg/kg)**	**MTC_{tap} (µg/L)**	**Essais de migration**	**Analysées**	**Conforme**	**LQ analyse (µg/L)**
Fluorure de vinylidène (CAS 75-38-7)	Polyfluorure de vinylidène (PVDF)	5 à 10% 90%	Membranes de filtration (module de filtration membranaire ACS) Composants d'accessoires (ACS)	5	250	oui oui	oui oui	oui oui	50
Chlorotrifluoroéthylène (79-38-9)	copolymère d'éthylène et de chlorotrifluoroéthylène	80%	Barrière protectrice à l'intérieur des tubes en polyéthylène	ND	0,1	non (pas encore)*	non	/	/
Tétrafluoroéthylène (CAS 116-14-3)	Polytétrafluoroéthylène (PTFE)	20 à 99%	Joints ou composants d'accessoires PTFE (CLP ou ACS), Graisse (CLP)	0,05	2,5	oui pour ACS	non**	/	1000
Polytétrafluoroéthylène (CAS 9002-84-0)	Polytétrafluoroéthylène (PTFE)	20 à 99%	Joints ou composants d'accessoires PTFE (CLP ou ACS), Graisse (CLP)	0,05	2,5	oui pour ACS	non**	/	1000
Hexafluoropropylène (CAS 116-15-4)	Polyfluorure de vinylidène (PVDF)	0,01 à 0,5%	Barrière protectrice à l'intérieur des tubes en polyéthylène	ND	0,1	oui	oui	oui	10
4,4'-difluorobenzophénone (345-92-6)	PolyEtherEtherKetone (PEEK)	40 à 60%	Composants d'accessoires	0,05	2,5	oui	non	/	/
éther perfluoropropylperfluorovinylique (CAS 1623-05-8)	Polytétrafluoroéthylène (PTFE)	1%	Joints ou composants d'accessoires PTFE (CLP ou ACS)	0,05	2,5	oui	oui	oui	10
sel d'ammonium de l'acide perfluorooctanoique (CAS 3825-26-1)	Polytétrafluoroéthylène (PTFE)	< 0,2%	Joints PTFE (CLP)	/	/				
Acide perfluoro [2-(poly(n-propoxy))] propanoïque (CAS 51798-33-5)	Polytétrafluoroéthylène (PTFE)	< 0,05%	Joints PTFE (CLP) Graisse (CLP)	/	/				
3H-perfluoro-4.8-dioxanonanoate (CAS 958445-44-8) 2H-perfluoro-[(5,8,11,14-tétraméthyl)-éthyle, propyle éther de tétraéthylèneglycol (CAS 37486-69-4)	Polypropylène (PP) Silicone	< 0,0002% <0,05 %	Composants d'accessoires PP Lubrifiants (CLP)	/ /	/ /				
sel d'ammonium de l'acide perfluoro[(2- éthyloxy- éthoxy)acétique] (CAS 908020-52-0)	Polytétrafluoroéthylène (PTFE)	<0,02%	Lubrifiants (CLP)	/	/				

* Etude de formulation du matériau en cours

** Non analysée car la Limite de Quantification de la méthode d'analyse n'est pas en adéquation avec la MTC à vérifier

LMS : Limite de Migration Spécifique applicable à la substance, exprimée en mg de substance par kg de denrée alimentaire. La mention "ND" ("non décelable") est indiquée lorsque aucune migration de la substance n'est autorisée.

MTC_{tap} : Concentration Maximale Tolérable au robinet définie comme 1/20ème de la Limite de Migration Spécifique (LMS), exprimée en µg/L.

LQ : Limite de Quantification de la méthode d'analyse de l'eau de migration, exprimée en µg/L.

ACS : Attestation de Conformité Sanitaire

CLP : Certificat de Conformité aux Listes Positives, uniquement étude de formulation chimique du produit, pas d'essai de migration. Uniquement pour des colles, graisses, lubrifiants, joints inférieurs à 63 mm de diamètre.

Annexe 3 : Informations complémentaires relatives aux critères pris en compte dans le score de toxicité

Score de toxicité (ST1) : Existence d'une VTR

Pour renseigner ce critère, les VTR établies par des organismes reconnus ont été recherchées en consultant plusieurs sources de données en lien avec les instances sanitaires nationales (Anses), européenne (Efsa) et internationales (ATSDR, US-EPA IRIS, OEHHA).

Une VTR permet d'établir une relation entre une dose et un effet (toxique à seuil d'effet) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxique sans seuil d'effet). Les VTR sont établies par des instances internationales (OMS, etc.), européennes (EFSA) ou des structures nationales (US EPA, RIVM, Santé Canada, Anses, etc.). Elles permettent d'évaluer des effets sanitaires éventuels d'une exposition à des substances chimiques (Anses 2025, à paraître).
Par définition, une VTR est construite pour l'effet le plus sensible, jugé indésirable, protégeant ainsi de l'ensemble des effets toxiques observés dans les études disponibles. Les VTR sont spécifiques d'une substance, d'une durée (courte, moyen ou long terme) et d'une voie d'exposition (ingestion, respiratoire, cutanée). Les VTR s'appliquent à l'ensemble de la population, et tiennent compte des populations sensibles. La construction des VTR s'appuie sur une analyse des données issues d'études épidémiologiques chez l'Homme ou des données toxicologiques expérimentales chez l'animal pour l'identification des effets critiques.

L'existence d'une VTR pour une molécule signifie que celle-ci a été construite au préalable par une instance sanitaire à partir de l'analyse de données de toxicité disponibles, sur la base d'études épidémiologiques et/ou expérimentales. L'élaboration d'une VTR s'appuie sur :

- l'identification de l'effet critique ;
- l'identification de l'hypothèse de construction, à seuil ou sans seuil de dose, en fonction du mode d'action de la substance ;
- l'identification d'une (ou plusieurs) étude(s) clé(s) pouvant être jugée(s) scientifiquement robuste(s) et la (les) plus pertinente(s) parmi les études épidémiologiques ou toxicologiques permettant généralement d'établir une relation dose-réponse.

Toxicité *in silico* (Modèles QSAR)
Cette section présente la méthodologie et les résultats des travaux du GT pour tester cette approche (synthétisée dans le corps du rapport en section 3.1.2.5).
Le document guide de l'OCDE (2023)[39] a été suivi comme document de référence pour l'utilisation des modèles QSAR dans le cadre de cette expertise.

Méthodologie
La première étape du travail a consisté en l'identification par le GT PFAS des effets/paramètres pertinents à prédire par des modèles. Cette identification s'est basée sur une revue des effets néfastes rapportés pour les PFAS chez les animaux de laboratoire et dans les études épidémiologiques.
Au plan toxicologique, les effets néfastes les plus souvent rapportés dans les études animales pour les PFAS incluent l'augmentation du poids du foie (effet observé pour tous les PFAS étudiés, mais à des degrés divers), la perturbation du métabolisme des lipides, y compris la stéatose hépatocellulaire, des effets hépatotoxiques (surtout à des niveaux de dose élevés), une immunotoxicité, des effets sur le neuro-développement. De nombreux PFAS ont entraîné une diminution des niveaux d'hormones thyroïdiennes (T4 et T3). Pour certains PFAS, une augmentation du poids relatif des reins et des altérations de la muqueuse de la cavité nasale et de l'épithélium olfactif ont été observées (EFSA, 2020).

Au plan mécanistique, certains effets semblent être associés à la liaison des PFAS au récepteur PPARα (proliferator-activated receptor alpha), mais il reste incertain que ce seul mécanisme puisse expliquer les effets néfastes respectifs. Il n'y a pas de mode d'action clair expliquant la forte diminution des niveaux d'hormones thyroïdiennes (T4, T3) observée chez les rongeurs exposés aux PFAS, qui n'est normalement pas accompagnée d'une augmentation des niveaux de l'hormone TSH. Les PFAS entrent en compétition avec la T4 pour se lier à la transthyrétine et peuvent induire la glucuronosyltransférase dans le foie, mais il n'est pas certain que ce phénomène soit à l'origine de la baisse des taux d'hormones observée chez les animaux (EFSA, 2020 ; IARC, 2025).
Aucun mode d'action de l'immunotoxicité des PFAS n'a été établi. Les données issues d'études *in vivo* et *in vitro* sur le PFOS et le PFOA suggèrent que les effets immunotoxiques pourraient provenir de la modulation des PPAR, de la transactivation des gènes régulés par NF-kB et/ou de la régulation de l'apoptose (EFSA, 2020).

Les paramètres sélectionnés par le GT PFAS sont les suivants :

- Les récepteurs activés par les prolifétateurs de peroxysomes (P*eroxisome Proliferator-Activated Receptors*, **PPAR**), car ils sont impliqués dans plusieurs fonctions (foie, thyroïde) ;
- Les récepteurs des hormones thyroïdiennes (**TR**), en lien avec les effets des PFAS sur la thyroïde ;
- Un paramètre toxico-cinétique : la ½ vie d'élimination, pour tenir compte du potentiel de rémanence des PFAS dans l'organisme.

Le travail a été réalisé pour une liste de 224 PFAS identifiés par le GT PFAS en septembre 2024.
Les substances ont été identifiées dans les modèles testés à partir de leur numéro CAS (disponible pour 209 des PFAS de la liste) ou de leur code selon le Système simplifié de codage linéaire des structures moléculaires (Simplified Molecular Input Line Entry System, SMILES (disponible pour 209 des PFAS de la liste).

La deuxième étape a consisté en l'identification des outils disponibles. Le GT PFAS s'est notamment appuyé sur une contribution de l'unité Toxicologie des Contaminants, Laboratoire Anses de Fougères.
Les outils retenus sont les suivants :

- VEGA
- ADMETlab 3.0
- admetSAR3.0
- ProTox3.0
- Danish (Q)SAR Database
- Derek Nexus.

VEGA in silico platform, version 1.2.3 (build date: 13/03/2023), calculation core version: 1.3.13, https://www.vegahub.eu/portfolio-item/vega-qsar/
La vérification du domaine d'applicabilité, en particulier si des PFAS faisaient partie du set d'apprentissage, a permis de retenir les paramètres suivants pour être testés : prédiction de l'activation du TRα, du TRβ et de la ½ vie d'élimination.
Thyroid Receptor Alpha effect (NRMEA)(version 1.0.1), Classification model for Thyroid Receptor Alpha effect ((NRMEA)).
Thyroid Receptor Beta effect (NRMEA)(version 1.0.1), Classification model for Thyroid Receptor Beta effect ((NRMEA)).
Total body elimination half-life (QSARINS)(version 1.0.1), Quantitative model total body elimination half-life in human.

ADMETlab 3.0 https://admetlab3.scbdd.com/ est une plateforme en ligne qui comprend une série de modèles de prédiction de haute qualité formés par le réseau neuronal à passage de

messages dirigé (DMPNN) et une base de données de plus de 400 000 composés. La plateforme permet aux utilisateurs d'effectuer des prédictions pour 21 propriétés physicochimiques, 19 propriétés de chimie médicinale, 34 paramètres ADME, 36 paramètres de toxicité et 8 règles toxicophores (751 sous-structures). ADMETlab 3.0 NR-PPAR-gamma a été utilisé pour la prédiction de l'activation de PPAR gamma.

admetSAR3.0 http://lmmd.ecust.edu.cn/admetsar3/ est aussi une plateforme en ligne qui permet de fournir des prédictions pour 119 paramètres basées sur réseau neuronal graphique multitâche avancé (CLMGraph) et une base de données de plus de 370 000 données pour 100 000 composés. La plateforme permet aux utilisateurs d'effectuer des prédictions, entre autres, pour 18 propriétés physicochimiques, 39 paramètres ADME, 43 paramètres de toxicité. ADMETSAR3 PPAR a été utilisé pour la prédiction de l'activation de PPAR gamma.

ProTox3.0 https://tox.charite.de/protox3/ est un outil en ligne permettant la prédiction de 61 paramètres toxicologiques basée sur des modèles informatiques sélectionnés en fonction de leurs performances (Forêt aléatoire (Random Forest - RF), Réseaux neuronaux profonds (Deep Neural Networks - DNN)…) à partir des données réelles (*in vitro* ou *in vivo*) . Le schéma de prédiction est classé en différents niveaux de toxicité tels que la toxicité orale (toxicité aiguë chez les rongeurs), la toxicité des organes (hépatotoxicité), les effets toxicologiques (tels que la mutagénicité, la cancérogénicité, la cytotoxicité et l'immunotoxicité (inhibition de la croissance des cellules B)), les événements moléculaires initiateurs, les voies toxicologiques (AOP), etc. ProTox3_NR_PPAR a été utilisé pour la prédiction de l'activation de PPAR gamma.

Danish (Q)SAR Database

Cette interface http://qsar.food.dtu.dk a été développée par le DTU National Food Institute (université technique du Danemark). La base de données QSAR danoise est disponible gratuitement sur internet depuis 2004. Il s'agit d'un outil qui permet à l'industrie, à la recherche, aux autorités et à d'autres de rechercher des informations sur les dangers des substances chimiques, en particulier celles pour lesquelles les données d'essais sont peu nombreuses ou inexistantes. Les informations fournies peuvent être utiles pour identifier les substances chimiques potentiellement préoccupantes.

Cette base de données QSAR est utilisée pour une grande variété de tâches telles que le dépistage de substances potentiellement nocives et l'évaluation de substances spécifiques, par exemple dans le cadre de l'évaluation des dossiers au titre de REACH.

Les modèles QSAR comprennent des critères d'évaluation des propriétés physico-chimiques, du devenir dans l'environnement, la bioaccumulation, l'écotoxicité, l'absorption, le métabolisme et la toxicité. Dans la mesure du possible, toutes les substances organiques qui ont été préenregistrées ou enregistrées dans le cadre de REACH (environ 80 000) sont incluses dans l'ensemble de structures. En outre, des structures chimiques provenant d'autres bases de données pertinentes ont été incluses, ce qui permet d'obtenir un nouvel ensemble de structures de plus de 600 000 structures chimiques uniques.

Tous les modèles internes développés par le DTU et un certain nombre de modèles commerciaux sont inclus. Les informations sur la version des logiciels sont disponibles sur le site du DTU.

Le GT PFAS a décidé de tester l'ensemble des prédictions proposées par cette interface, sur un nombre limité de PFAS, à savoir les 11 PFAS sélectionnés pour la phase test : TFA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOA, PFOS, 6-2FTS, PFNS, PFDA, PFDoA.

Derek Nexus

Derek Nexus version: 6.3.0, Nexus: 2.6.0, Knowledge Base: Derek KB 2023 1.0.

Ce logiciel payant identifie les relations structure-toxicité qui alertent sur le potentiel de toxicité de composés. Il permet de prédire la probabilité qu'un composé soit toxique pour plus de 40 paramètres, tels que la mutagénicité, la génotoxicité, l'hépatotoxicité, la néphrotoxicité, la

cardiotoxicité, la cancérogénicité, la toxicité pour la thyroïde, le potentiel de perturbation endocrinienne.
Il utilise une base de connaissances d'alertes structurelles pour fournir des prédictions précises de divers paramètres toxicologiques. La question principale à laquelle Derek Nexus cherche à répondre est la suivante : « Le composé contient-il des caractéristiques structurelles susceptibles de présenter un risque toxicologique ? ».
Le processus en deux étapes peut être décomposé comme suit ;

1. Derek Nexus identifie le(s) toxicophore(s) - un groupe fonctionnel au sein du composé responsable de la toxicité.
2. Derek Nexus génère une prédiction qualitative (ou une prédiction quantitative pour la sensibilisation cutanée) - une mesure de la probabilité de toxicité.

Le GT PFAS a décidé de tester l'ensemble des prédictions proposées par Derek, sur un nombre limité de PFAS, à savoir les 11 PFAS sélectionnés pour la phase test : TFA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOA, PFOS, 6-2FTS, PFNS, PFDA, PFDoA.

Résultats

Les prédictions de l'outil VEGA pour 209 PFAS dont le code SMILES était disponible (sur les 224 PFAS de la liste) ont donné les résultats suivants :

- activation du TRα : 169 PFAS inactifs, 40 PFAS pour lesquels la prédiction est non fiable ;
- activation du TRβ : 169 PFAS inactifs, 40 PFAS pour lesquels la prédiction est non fiable ;
- ½ vie d'élimination : 8 PFAS pour lesquels une valeur quantifiée a pu être prédite mais 201 PFAS pour lesquels la prédiction est non fiable.

Les prédictions des outils concernant l'activation des PPARγ pour 187[40] des 209 PFAS dont le code SMILES était disponible ont donné les résultats suivants :

- ADMETlab 3.0 NR-PPAR-gamma : 181 PFAS inactifs, 6 PFAS pour lesquels la prédiction est non fiable ;
- admetSAR3 PPAR : 187 PFAS inactifs ;
- ProTOX3_NR_PPAR : 187 PFAS inactifs.

Les prédictions de la Danish (Q)SAR Database pour les 11 PFAS tests ont été jugées non discriminantes. Une très grande majorité des résultats sont négatifs ou en dehors du domaine d'applicabilité.

Les prédictions de Derek Nexus pour les 11 PFAS tests ont été jugées non discriminantes. Les résultats sont tous négatifs (aucune alerte) à l'exception de la néphrotoxicté classée comme « équivoque », c'est-à-dire non fiable.

Conclusion

Les résultats obtenus avec les outils QSAR testés ne permettent pas de produire des résultats exploitables pour renseigner ce critère de toxicité pour la catégorisation dans les travaux du GT.
La réflexion concernant la pondération de ce critère dans le score de renseignement de la toxicité n'a pas pu être menée et devra être investiguée lorsque des résultats exploitables auront été produits.

Score de toxicité (ST3) : Existence d'une classification PE ;

La liste d'évaluation des PE de l'ECHA (ED list) comprend les substances faisant l'objet d'une évaluation PE qui ont été soumises pour discussion au groupe d'experts PE de l'ECHA. L'inclusion dans la liste signifie qu'une évaluation des dangers pour les propriétés de perturbation endocrinienne est en cours ou a été achevée depuis février 2013 :
- Liste I : cette liste contient des substances qui ont fait l'objet d'une évaluation des propriétés PE, telles que réglementées dans l'UE dans le cadre des règlements européens, et qui sont identifiées et légalement adoptées en tant que PE,
- Liste II : cette liste contient des substances qui font actuellement l'objet d'une évaluation dans le cadre d'un processus législatif de l'UE en raison de préoccupations explicites concernant d'éventuelles propriétés PE (inscription de la substance dans la liste CoRAP, évaluation en cours des propriétés PE dans le cadre du règlement sur les produits cosmétiques, pesticides et biocides considérés comme PE par les comités scientifiques jusqu'à leur adoption légale, date à laquelle ils sont transférés sur la liste I),
- Liste III : cette liste contient des substances qui sont considérées comme des PE au niveau national dans l'un des États membres participants, en raison, par exemple, de propriétés PE ou de similitudes structurelles avec des PE connus.

À côté de ces initiatives réglementaires, d'autres initiatives ont permis d'établir des listes de PE, incluant celles commanditées par l'UE préalablement à l'adoption des critères spécifiques (ex. ED list, SVHC, Sin list, TEDX, etc.). Ces listes ont été établies dans des contextes différents et avec des objectifs contrastés qui n'ont pas vocation à remplir les exigences réglementaires. Elles ont néanmoins été prises en compte pour le renseignement de ce critère.
Ci-après sont détaillées ces différentes listes :

- La base de données DEDuCT (Database on Endocrine Disrupting Chemicals and their Toxicity Profiles, https://cb.imsc.res.in/deduct/) fournit une liste de substances d'intérêt pour la perturbation endocrinienne. Cette liste a été utilisée par l'Anses pour identifier les substances sur lesquelles un travail d'évaluation approfondie devait être fait (Anses 2021). Elle est fondée sur une recherche systématique de publications scientifiques. Il n'y a pas, dans ce cas, d'analyse qualitative des études ni d'analyse du poids des preuves. Les substances sont catégorisées au vu de la disponibilité de données *in vitro* ou *in vivo* chez l'animal ou chez l'Homme (une seule étude suffit pour catégoriser, quelle que soit sa qualité). La version 2.0 date d'octobre 2020 et n'a pas été mise à jour depuis cette date. Tous les types d'effets et de mécanismes sont pris en compte, y compris les effets métaboliques ou neurocomportementaux (Karthikeyan et al. 2019). Les substances identifiées sont classées en 4 catégories indiquant le niveau de preuve *a priori* (i.e. sans évaluation approfondie) :
    - Catégorie I lorsque les effets de PE de la substance sont rapportés *in vivo* chez l'Homme,
    - Catégorie II lorsque les effets sont rapportés *in vivo* chez des rongeurs et *in vitro* dans des expériences utilisant des cellules humaines,
    - Catégorie III lorsque les effets sont rapportés uniquement *in vivo* chez les rongeurs
    - Catégorie IV lorsque les effets sont rapportés *in vitro* sur des cellules humaines.

La liste TEDX (The Endocrine Disruption Exchange, Inc., https://endocrinedisruption.org/)présente les substances chimiques pour lesquelles au moins une étude montrant un effet sur le système endocrinien a été publiée afin d'améliorer l'information des scientifiques, des gestionnaires et du public. En juin 2015, près de 1000 substances étaient listées comme PE sur la liste TEDX. Le site n'est plus mise à jour depuis 2019.
- Présence sur la SIN List (Substitute It Now, https://sinlist.chemsec.org/) réalisée par l'ONG ChemSec. ChemSec a identifié des substances remplissant les critères pour les substances extrêmement préoccupantes (SVHC) telles que définies dans le règlement REACH. Parmi elles, 3 catégories de substances sont inclues : les substances CMR, les substances persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT) ou très persistantes et très bioaccumulables (vPvB) et des substances de préoccupation équivalente dont les PE. L'inclusion d'une substance à la liste SIN en tant que PE est fondée sur un faisceau d'arguments (études *in vivo* ou *in vitro* de toxicologie ou d'écotoxicologie, la classification EU de la substance, etc.). La dernière mise à jour date de juin 2025.

Score de toxicité (ST4) : Existence de données d'écotoxicité :

La toxicité d'une substance vis-à-vis de la flore et la faune s'exprime différemment selon la sensibilité des organismes exposés, selon les conditions d'exposition notamment la concentration d'exposition (ou la dose absorbée), la durée d'exposition (à court ou à long terme), et selon la nature du milieu ambiant (eau, sédiment, sol, air) qui influence la biodisponibilité de la substance. A défaut de pouvoir tester la multiplicité des organismes exposés dans l'environnement, l'alternative est de tester une espèce représentative de chaque niveau trophique, celui des végétaux (espèces photosynthétiques ou producteurs primaires), des animaux - invertébrés (consommateurs primaires) et vertébrés (consommateurs secondaires, voire prédateurs) - et des microorganismes (décomposeurs) ; et ce, pour chacun des compartiments, aquatiques (eaux douces, eaux marines, sédiments), et terrestre. Les essais en milieu hydrique sont les premiers réalisés, de par leur relative simplicité de mise en œuvre et leur sensibilité liée à la (bio)disponibilité des substances plus élevée dans l'eau, par rapport aux compartiments sédiments et sols.
L'objectif des essais est d'établir la relation dose-réponse et d'évaluer les niveaux d'exposition entraînant un effet toxique pour x% de la population exposée, ainsi que la concentration maximale observée sans effet adverse (NOEC) voire la concentration minimale observée responsable d'un effet adverse (LOEC) si la NOEC ne peut être déterminée. En d'autres termes, les valeurs de concentration suivantes sont évaluées :
- CL50 (concentration létale pour 50% de la population testée) ou CI50 (concentration inhibitrice d'une activité donnée), dans les essais à court terme ;
- NOEC ou EC10 relative à la croissance, la reproduction, le développement, ou tout autre activité biologique, dans les essais de toxicité à long terme (toxicité chronique).
Ces valeurs servent au calcul des PNEC (Predicted No Effect Concentration) utilisées dans l'évaluation des risques et l'établissement des normes de qualité environnementales (NQE), ainsi qu'à la classification de la substance dans le cadre du réglement européen CLP.

- **PNEC (concentration prédite sans effet pour l'environnement)** :

Les valeurs de PNEC pour le milieu aquatique sont déduites de la plus faible des valeurs de NOEC ou EC10 chroniques disponibles pour chacun des taxons testés (algues/plantes aquatiques, crustacés, poissons) et auxquelles est appliqué un facteur d'extrapolation (AF ou Assessment Factor) ; la valeur de AF dépend de la qualité du jeu de données de toxicité à long terme disponible et utilisé pour extrapoler de l'échelle expérimentale à la complexité environnementale et d'un essai monospécifique à l'échelle de l'écosystème: la valeur de AF est d'autant plus grande que l'incertitude sur la PNEC est élevée, notamment lorsque le nombre de données de toxicité chronique ne couvre pas les trois taxons mentionnés : la valeur de AF est de 50 ou de 100 si l'on ne dispose que de 2 ou 1 seule NOEC (ou EC10), respectivement pour évaluer la PNEC, alors qu'elle est de 10 si les NOEC ou EC10 ont été évaluées sur les 3 taxons, poissons, crustacés et algues/plantes aquatiques. (*ECHA 2008. Guidance on information requirements & chemical safety assessment. Chapter R10. Characterisation of (concentration)-response for environment).*
En l'absence de données de toxicité chronique, par défaut, la PNEC peut être dérivée des résultats de toxicité aiguë (court terme) : dans ce cas un facteur d'extrapolation de 1000 sera appliqué à la plus basse des CL50 ou CI50 disponibles.
Les PNEC peuvent être évaluées pour les eaux douces, les eaux marines, les sédiments, le sol, le biote, à partir des essais réalisés sur des espèces représentatives de ces compartiments. Généralement, les valeurs de PNEC sont évaluées en premier lieu pour les eaux douces et extrapolées (avec des facteurs d'extrapolation spécifiques) aux eaux marines, sédiments et sols. Ce type de valeur n'a donc pas été retenu.
Pour l'évaluation des risques pour un compartiment donné, la valeur de la PNEC sera confrontée à la concentration environnementale prédite dans ce compartiment, ou PEC (Predicted Environmental Concentration) : le risque de survenue d'effets indésirables est probable si la PEC est supérieure à la PNEC. Si la PEC est inférieure à la PNEC, la situation est considérée acceptable vu le niveau de risque faible.

- **Réglement CLP relatif à la classification, l'étiquetage/*labeling*, et l'emballage/*packaging* des substances et des mélanges*.***

Le règlement CE n°1272/2008 CLP, entré en vigueur en 2009, est lié au règlement REACH. Il aligne l'ancienne législation de l'UE sur le système SGH (système général harmonisé de classification et d'étiquetage des substances chimiques de niveau international) mis en place par les Nations Unies pour identifier les produits chimiques dangereux et informer les utilisateurs de ces dangers. Le règlement CLP a remplacé progressivement la classification et l'étiquetage préconisés par les directives relatives

aux substances dangereuses (67/548/CEE) et préparations dangereuses (1999/45/CEE) lesquelles ont été abrogées en 2015.
Les dangers présentés par les substances chimiques sont établis lors de l'évaluation des substances chimiques dans le cadre du règlement REACH par l'ECHA et les Etats Membres de l'UE. Les dangers sont communiqués sous forme de mentions d'avertissement et de pictogrammes figurant sur les étiquettes et les fiches de données de sécurité.

Classements pour la toxicité aiguë et la toxicité chronique
Le danger intrinsèque pour les organismes exposés dépend à la fois de la toxicité aiguë et de la toxicité chronique de la substance considérée.
La catégorie de danger encouru est déterminée à partir de la plus faible valeur de NOEC (ou de son équivalent) disponible pour les trois niveaux trophiques (poissons, crustacés, algues/plantes aquatiques). La catégorisation est définie sur la base des principes suivants :
- la préférence est donnée aux résultats de toxicité chronique (NOEC ou EC10) pour fixer une catégorie de danger « chronique »
- si la plus faible valeur de NOEC chronique est < 1 mg/L, une classification est nécessaire,
- la dégradabilité de la substance est prise en compte pour le classement de toxicité catégorie « chronique ». En effet, les substances non rapidement dégradables ont un potentiel plus élevé d'induire des expositions à long terme et sont donc classées plus sévèrement qu'une substance rapidement dégradable :
  - ainsi, le classement « chronique, cat.1 » (le plus sévère) est requis si la NOEC chronique la plus basse est inférieure à 0,1 mg/L pour une substance rapidement dégradable ; il est requis si la NOEC chronique est inférieure à 1 mg/L pour une substance non rapidement dégradable.
- les catégories se rangent par ordre décroissant de sévérité comme suit : cat.1 > cat.2>cat.3
En l'absence de données de toxicité chronique, ou de données chroniques inadéquates, le classement « Catégorie chronique » sera basé sur les résultats de toxicité aiguë (CL50 ou CI50), disponibles. Le classement tiendra compte du potentiel bioaccumulable de la substance (BCF ≥ 500) et de son potentiel à être rapidement dégradée.
Le classement « Toxicité aiguë Catégorie 1 » est attribué aux substances dont la CL50-96h poissons, et/ou CI50-48h sur crustacés, et/ou CE50-72h/96h sur algues/plantes aquatiques est ≤ 1 mg/L.

Classement PBT (persistant, bioaccumulable et toxique)
Une substance est classée PBT, lorsqu'elle est à la fois persistante (P), bioaccumulable (B) et toxique (T).
Une substance est classée persistante (P) lorsque les temps de demi-vie de dégradation sont supérieurs à 60 jours dans les eaux marines et à 40 jours les eaux douces ou estuariennes ; supérieurs à 180 jours dans les sédiments marins, et 120 jours dans les sédiments dulçaquicoles et estuariens ; supérieurs à 120 jours dans les sols,
Le classement bioaccumulable (B) correspond à un facteur de bioconcentration (BCF) > 2000
Le critère T concerne la vie sauvage, les plantes et organismes végétaux, et l'Homme. Il s'impose dans l'un ou l'autre des cas suivants :

- $NOEC_{chronic}$ ou $EC10_{chronic}$ pour les organismes marins ou d'eaux douces < 0,01 mg/L
- la substance satisfait aux critères de classement CMR
- d'autres manifestations toxiques spécifiques lors d'expositions répétées justifient un classement STOT RE (specific target organ toxicity after repeated exposure) de catégorie 1 ou 2
- la substance satisfait aux critères PE, perturbateur endocrinien, catégorie 1 pour la santé humaine ou l'environnement

Les substances ayant des propriétés PBT sont extrêmement préoccupantes. Elles ne se décomposent pas facilement dans l'environnement et ont tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et l'ensemble des réseaux trophiques. L'accumulation de ces substances dans l'environnement est difficile à réduire étant donnée leur persistance, et ce, malgré une réduction de leurs émissions ; il en résulte un cumul de l'exposition de la biocénose et de l'Homme par l'intermédiaire de l'environnement. De plus, ces substances peuvent être transportées sur de longues distances et sont susceptibles de contaminer des zones vierges à l'écart de toute activité humaine.

Classement PMT (persistant, mobile et toxique)
Une substance satisfait au critère M (Mobilité) quand le log Koc est < 3 . et pour les substances ionisables (exemple de PFAS), quand le log Koc, dans la gamme de pH de 4 à 9, est <3.

Les critères P et T ont été définis précédemment.

Les substances PMT sont inquiétantes en raison de leur persistance, de leur toxicité et de leur mobilité élevée qui résulte de leur faible potentiel d'adsorption. Elles peuvent perturber le cycle de l'eau, et se propager sur de longues distances dans les nappes d'eaux souterraines. Ces substances ne sont que partiellement éliminées dans les installations de traitement des eaux usées.
L'exposition aux substances PMT est difficile à inverser compte tenu de leur persistance. Il en résulte une exposition constante et cumulée des êtres vivants, végétaux, animaux, y compris l'Homme, via l'environnement. Les effets éventuels à long terme sont difficilement prévisibles.

Classement SVHC (substances très préoccupantes/ substances of very high concern)
Les substances classées SVHC, extrêmement préoccupantes, sont des substances ou des groupes de substances chimiques pouvant causer des effets néfastes sur les populations humaines et/ou l'environnement. Ces substances sont considérées extrêmement préoccupantes au sens de REACH, si elles ont les caractéristiques suivantes :

- CMR
- PBT
- vPvB, très persistant, très bioaccumulable [vP si le temps de demi-vie de dégradation dans les eaux (douces, marines, estuariennes) est supérieur à 60 jours, et dans les sédiments (tous milieux) et les sols s'il est supérieur à 180 jours ; vB : si BCF > 5000]
- substances qui présentent un niveau de préoccupation équivalent aux substances précédentes, par exemple du fait d'un potentiel perturbateur endocrinien (PE).

Les substances SVHC sont inscrites à l'Annexe XIV de REACH après décision de l'ECHA en concertation avec les Etats Membres, et accord de la Commission Européenne. L'utilisation de ces substances est soumise à autorisation, renouvelable tous les deux ans ; sinon, l'utilisation en est interdite.

- **PBT SinList ou PMT SinList ou UBA**

PBT SinList
L'ONG ChemSec a identifié des substances remplissant les critères pour les substances SVHC telles que définies dans le règlement REACh dont les substances PMT. Parmi elles, 3 catégories de substances sont inclues : les substances CMR, les substances persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT) ou très persistantes et très bioaccumulables (vPvB) et des substances de préoccupation équivalente. L'inclusion d'une substance à la liste SIN en tant que PBT/vPvB est fondée sur une approche poids de la preuve considérant des données mesurées, des données estimées, des lectures croisées, les produits de dégradation de la substance et des données de surveillance.

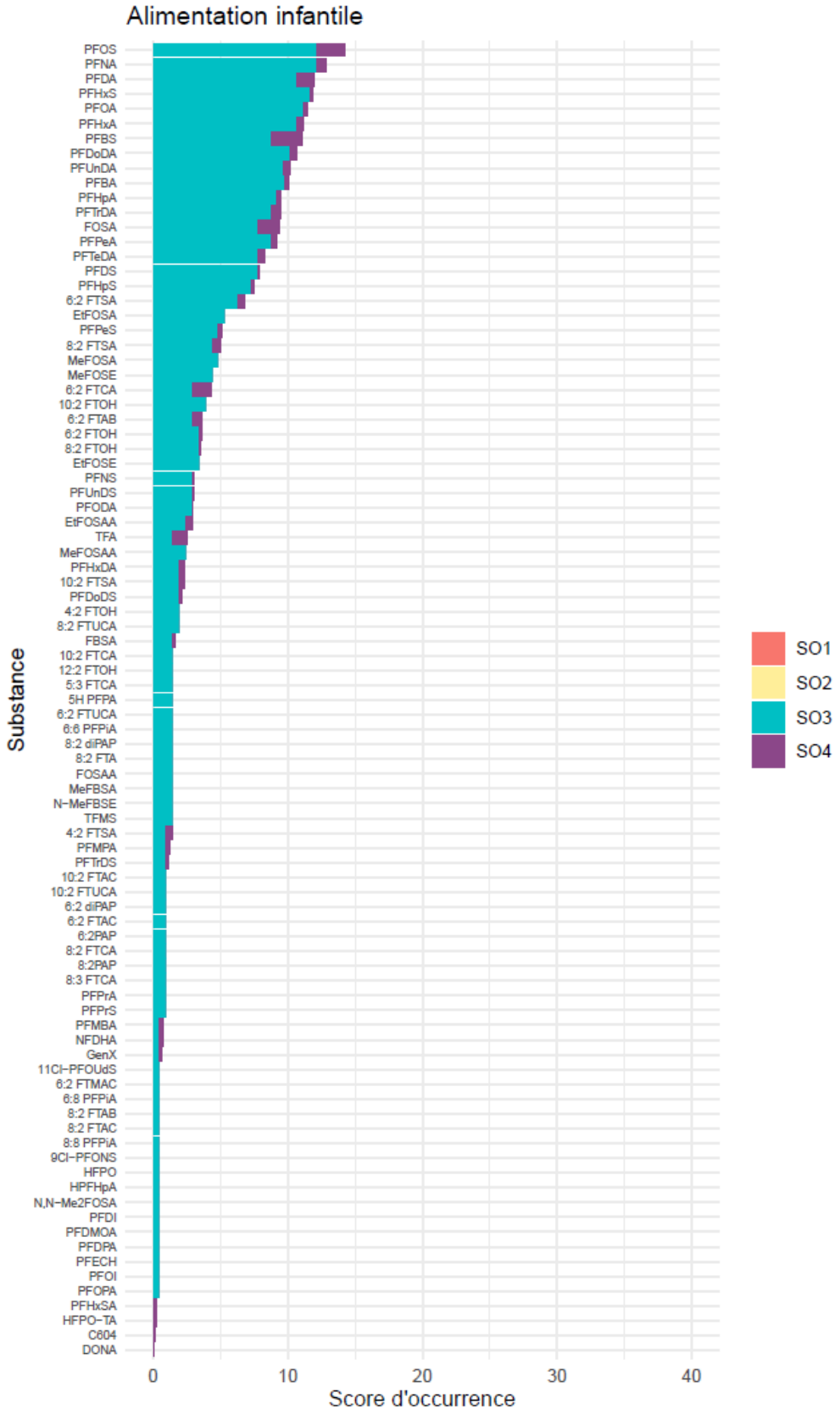
Sources de données spécifiques du caractère PMT
UBA
L'Agence fédérale allemande de l'environnement a établi une liste de substances PMT/vPvM sur la base des dossiers d'enregistrements d'industriels, des données publiques de l'ECHA, de la littérature et de données QSAR.
SIN List
L'ONG ChemSec a identifié des substances remplissant les critères pour les substances SVHC telles que définies dans le règlement REACh dont les substances PMT. Parmi elles, 3 catégories de substances sont inclues : les substances CMR, les substances persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT) ou très persistantes et très bioaccumulables (vPvB) et des substances de préoccupation équivalente dont les PMT. L'inclusion d'une substance à la liste SIN en tant que PMT est fondée sur l'un des critères suivants :

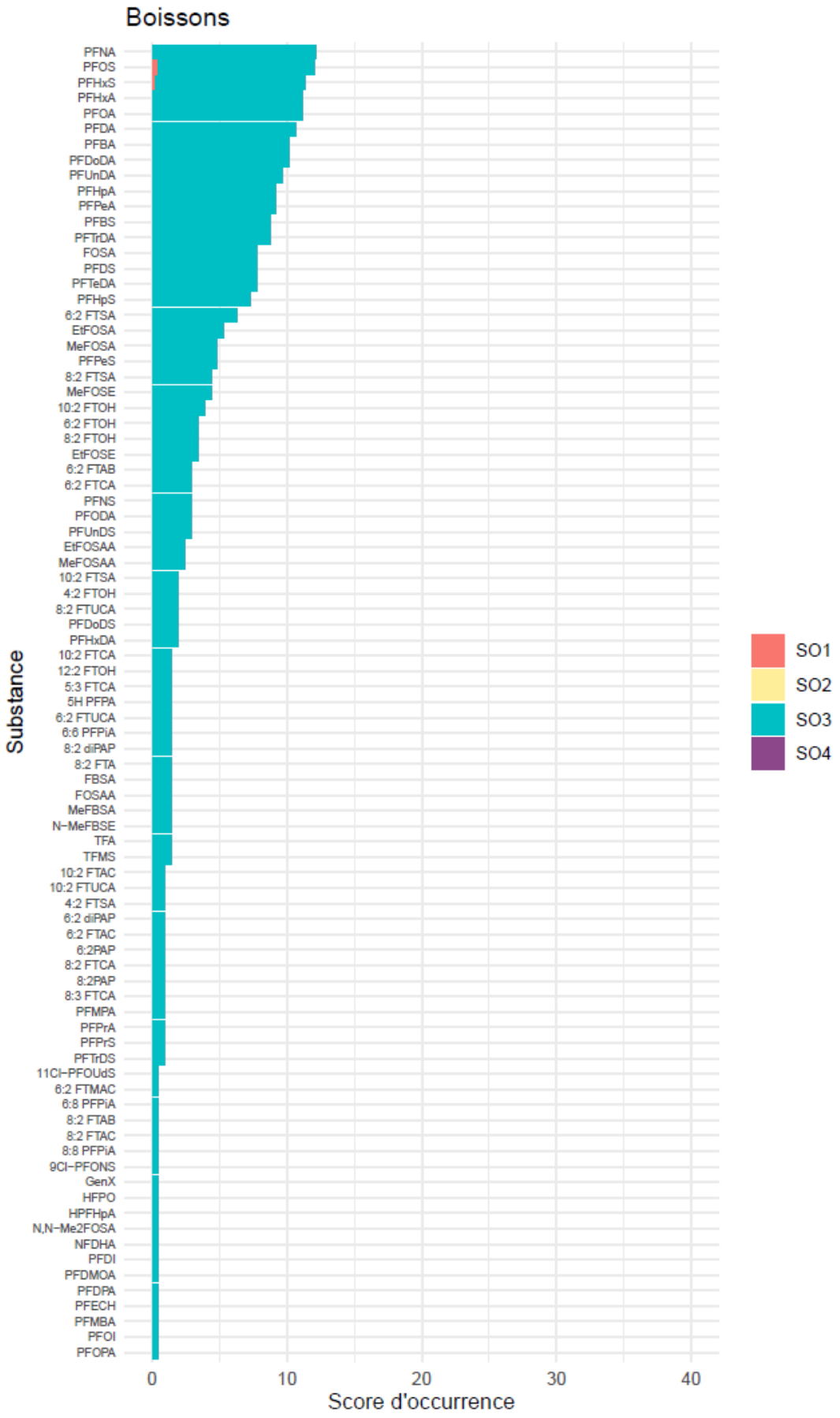
- les critères PMT/vPvM de l'annexe XIII du règlement REACh sont remplis ;
- la substance présente des similarités de structure avec des substances déjà classées P/vP et/ou T par le règlement REACh ou la Convention de Stockholm sur les POP ;
- la substance se dégrade dans l'environnement ou dans les organismes en formant des substances remplissant les critères PMT/vPvM de l'annexe XIII du règlement REACh.

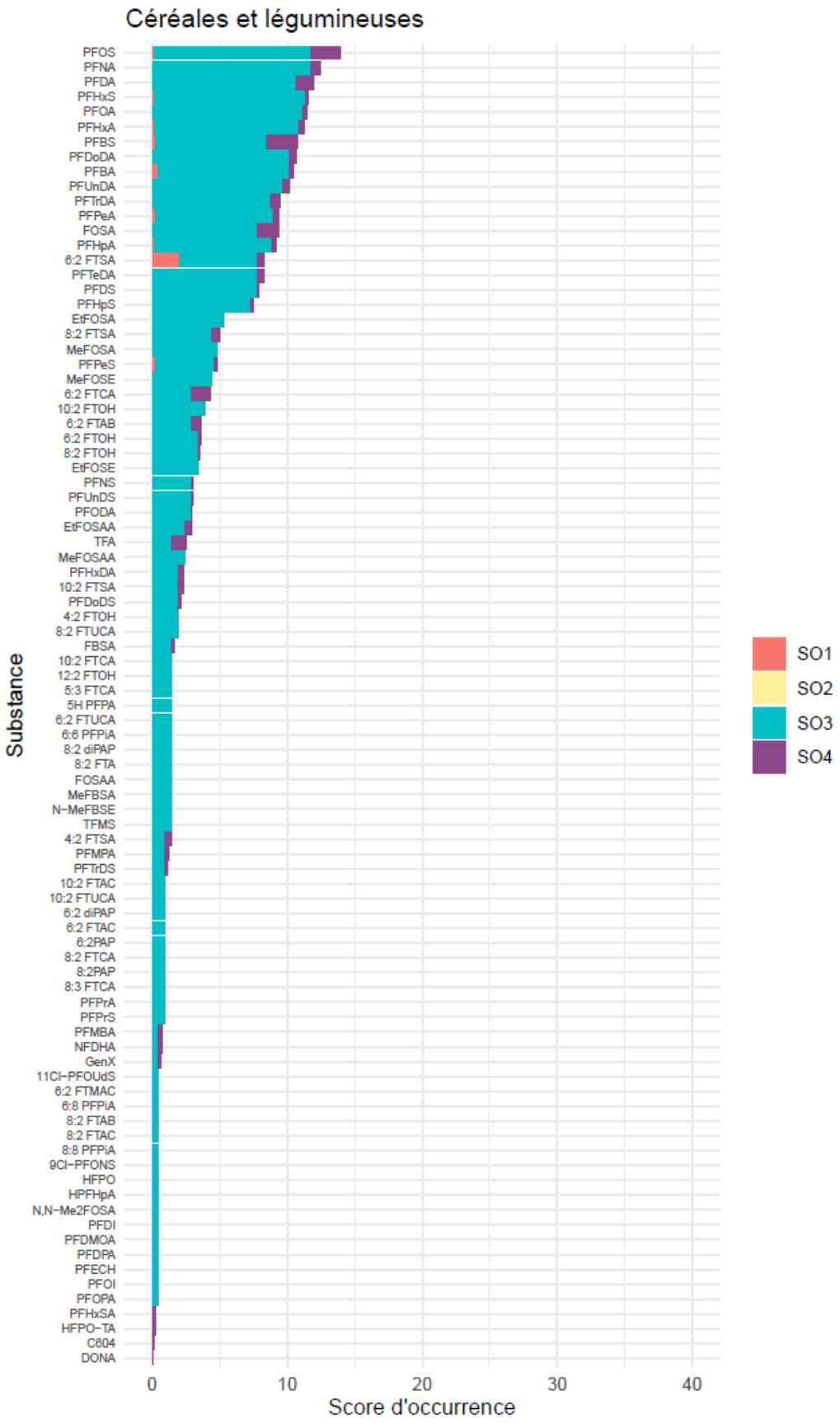
Un score de 4 est donné aux substances inscrites dans ces listes car les dangers identifiés n'ont pas encore été entérinés réglementairement.

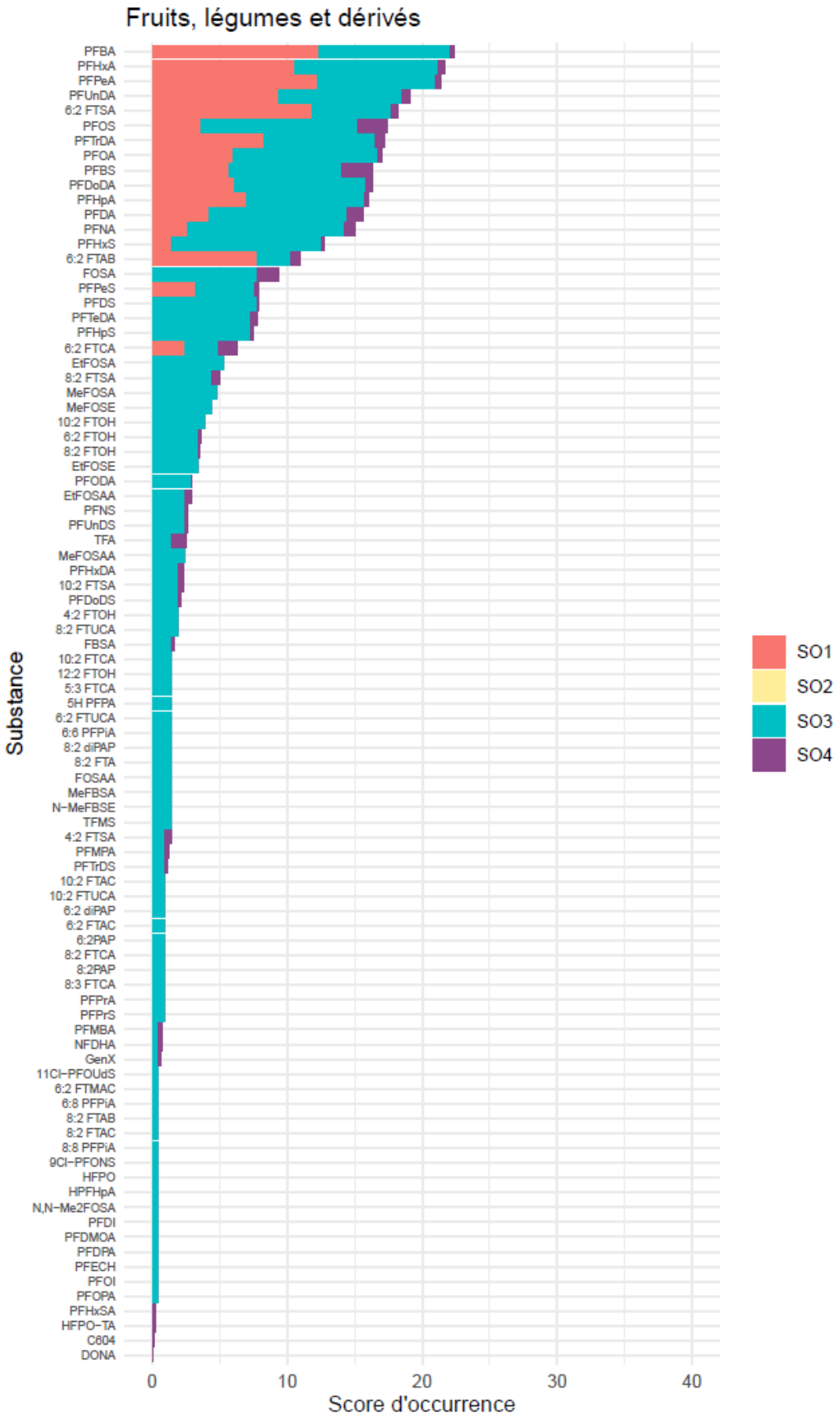
Annexe 4 : Contribution au score d'occurrence total

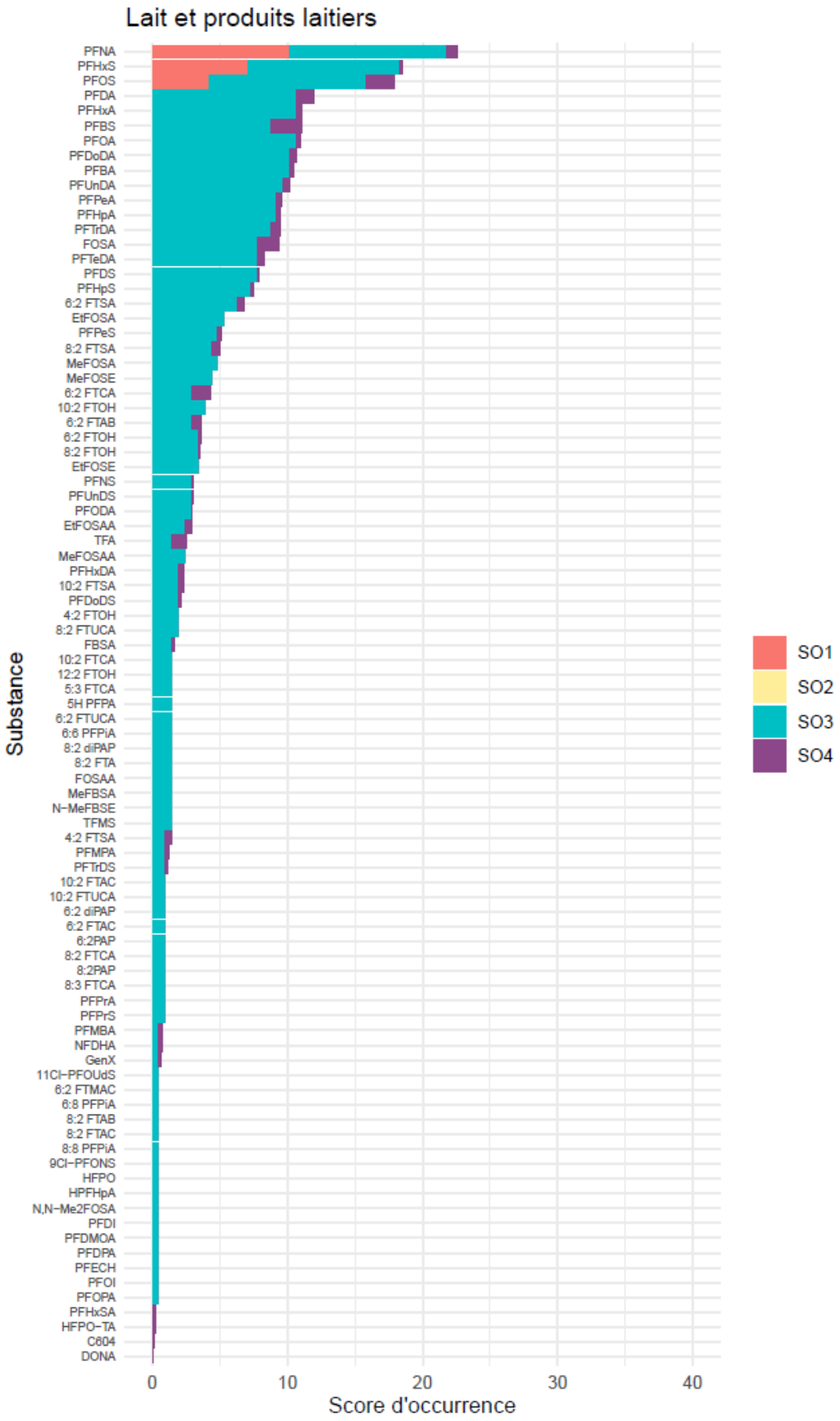
Compartiment « Alimentation »

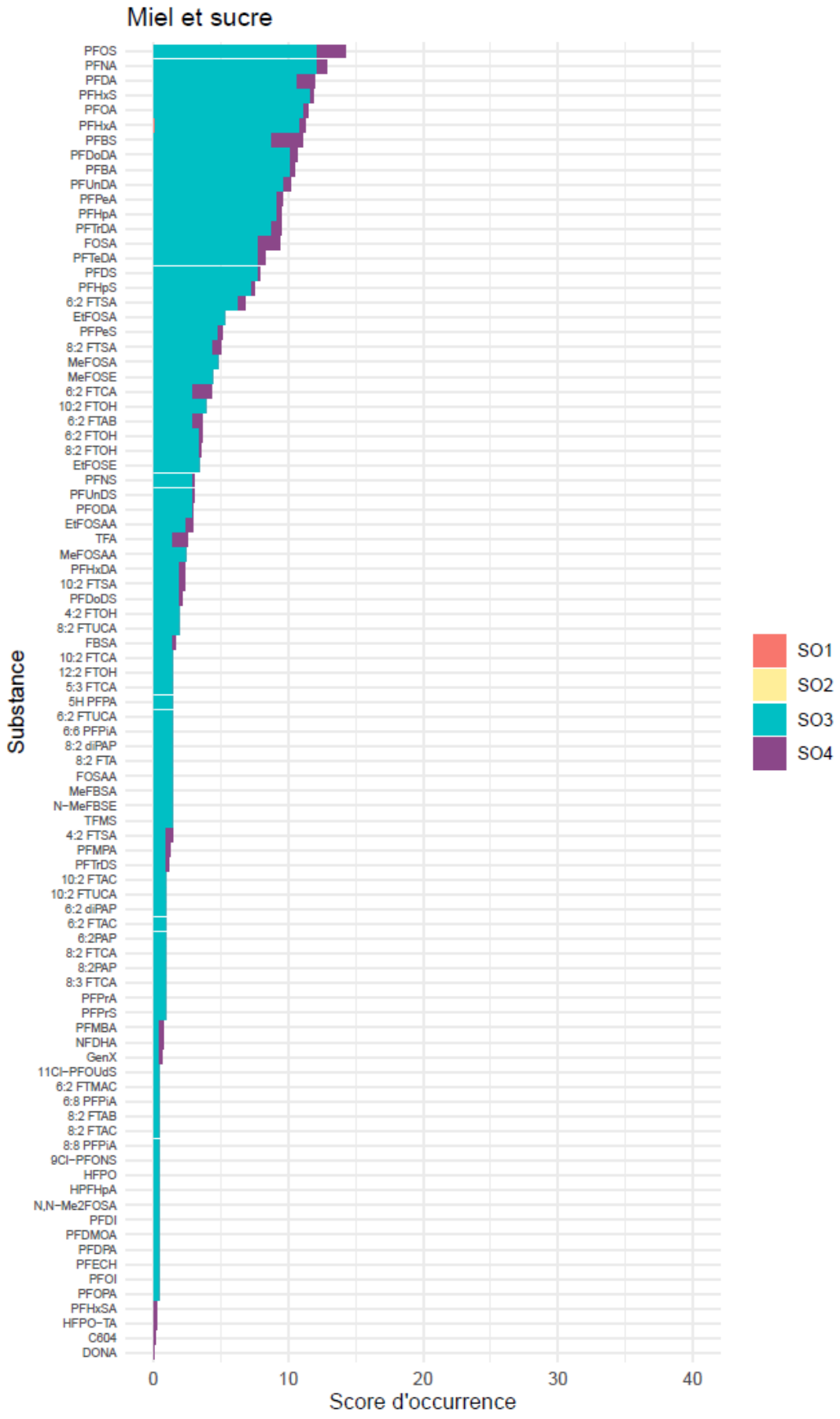


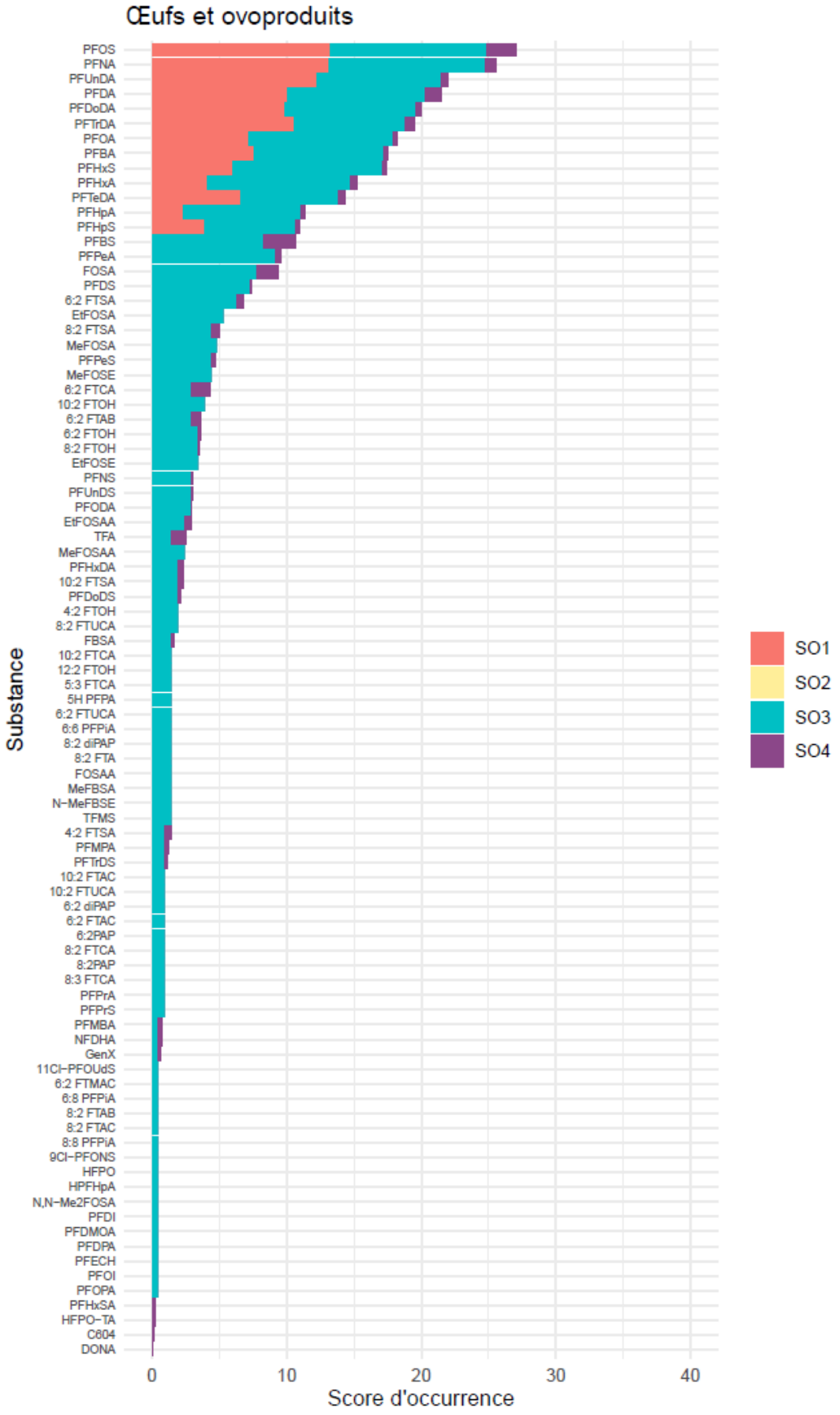

Boissons
Substance
PFNA
PFOS
PFHxS
PFHxA
PFOA
PFDA
PFBA
PFDoDA
PFUnDA
PFHpA
PFPeA
PFBS
PFTrDA
FOSA
PFDS
PFTeDA
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
MeFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSE
10:2 FTOH
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
6:2 FTAB
6:2 FTCA
PFNS
PFODA
PFUnDS
EtFOSAA
MeFOSAA
10:2 FTSA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
PFDoDS
PFHxDA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSA
FOSAA
MeFBSA
N-MeFBSE
TFA
TFMS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
4:2 FTSA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFMPA
PFPrA
PFPrS
PFTrDS
11Cl-PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl-PFONS
GenX
HFPO
HPFHpA
N,N-Me2FOSA
NFDHA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFMBA
PFOI
PFOPA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

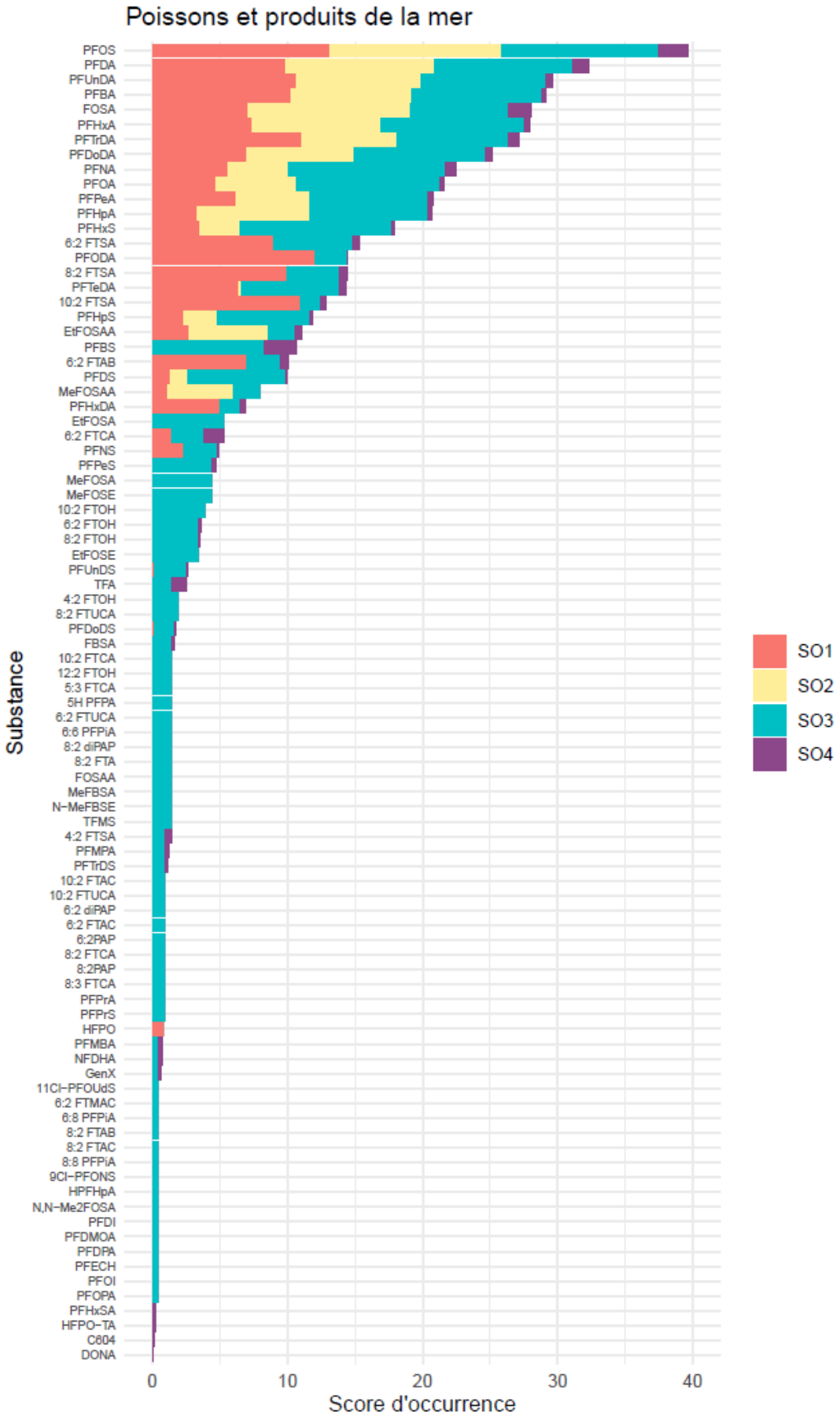

Céréales et légumineuses
PFOS
PFNA
PFDA
PFHxS
PFOA
PFHxA
PFBS
PFDoDA
PFBA
PFUnDA
PFTrDA
PFPeA
FOSA
PFHpA
6:2 FTSA
PFTeDA
PFDS
PFHpS
EtFOSA
8:2 FTSA
MeFOSA
PFPeS
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTAB
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFNS
PFUnDS
PFODA
EtFOSAA
TFA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
Substance
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

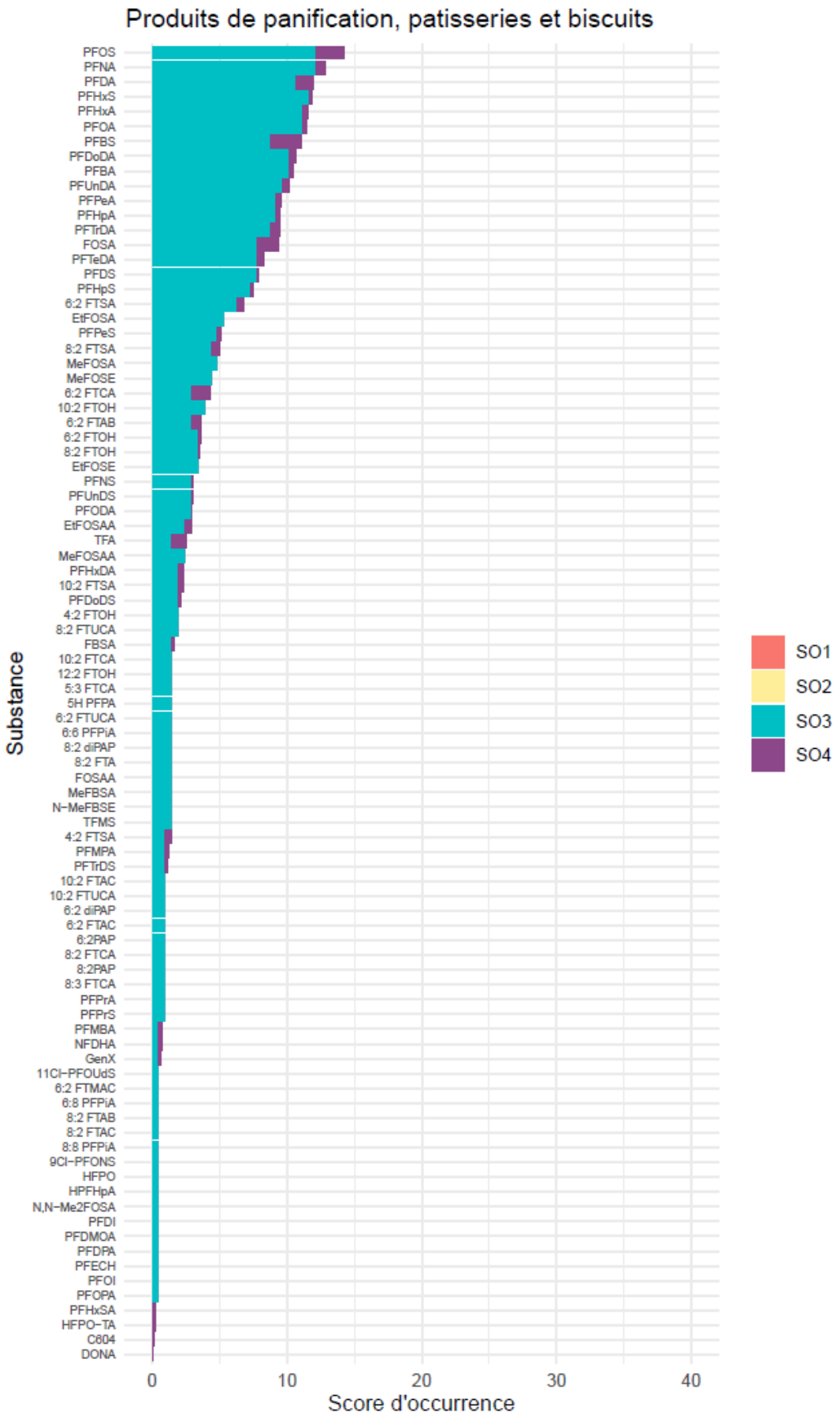

Fruits, légumes et dérivés
Substance
PFBA
PFHxA
PFPeA
PFUnDA
6:2 FTSA
PFOS
PFTrDA
PFOA
PFBS
PFDoDA
PFHpA
PFDA
PFNA
PFHxS
6:2 FTAB
FOSA
PFPeS
PFDS
PFTeDA
PFHpS
6:2 FTCA
EtFOSA
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
10:2 FTOH
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFODA
EtFOSAA
PFNS
PFUnDS
TFA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N-MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl-PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl-PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N-Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO-TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

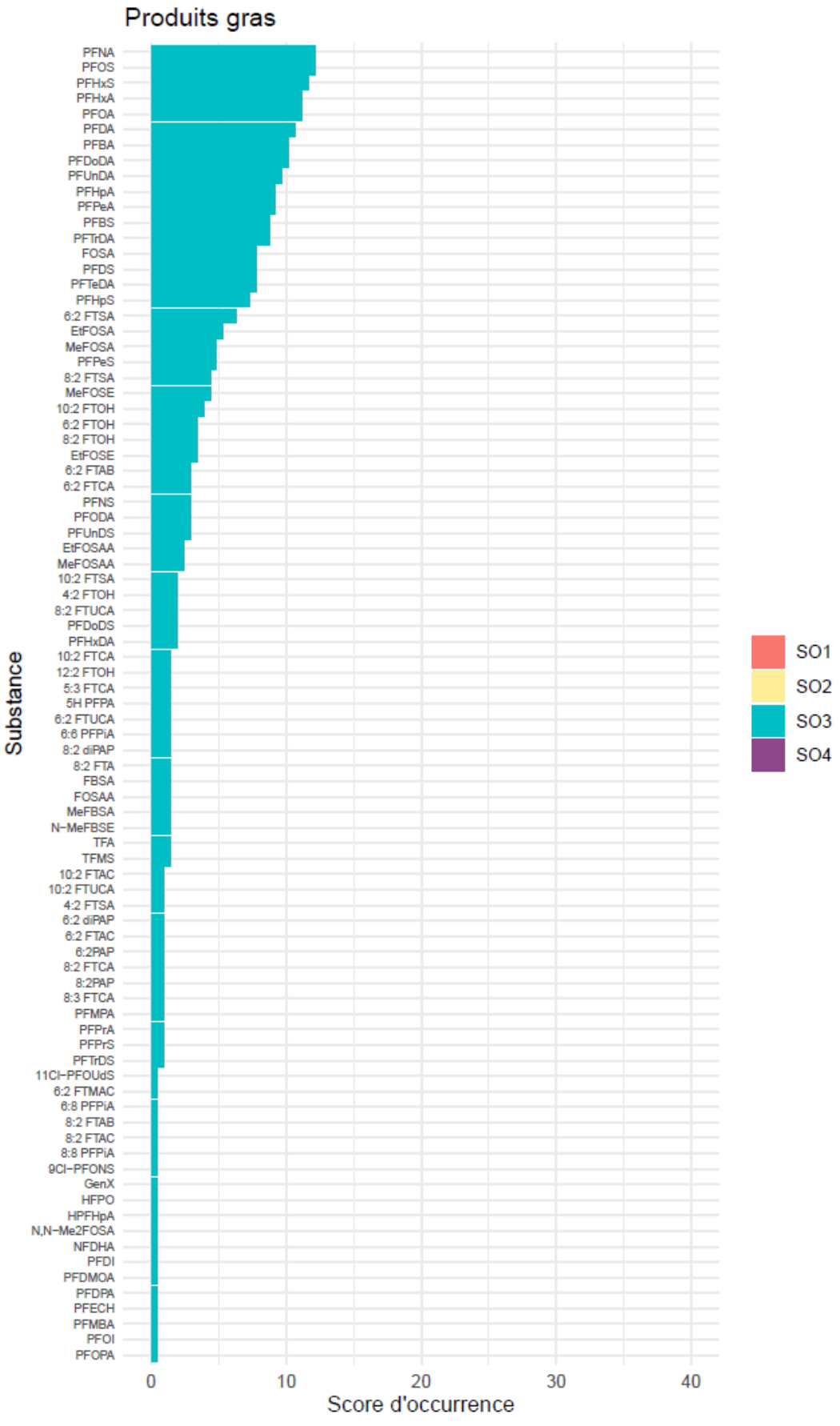

Lait et produits laitiers
Substance
PFNA
PFHxS
PFOS
PFDA
PFHxA
PFBS
PFOA
PFDoDA
PFBA
PFUnDA
PFPeA
PFHpA
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFDS
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTAB
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFNS
PFUnDS
PFODA
EtFOSAA
TFA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

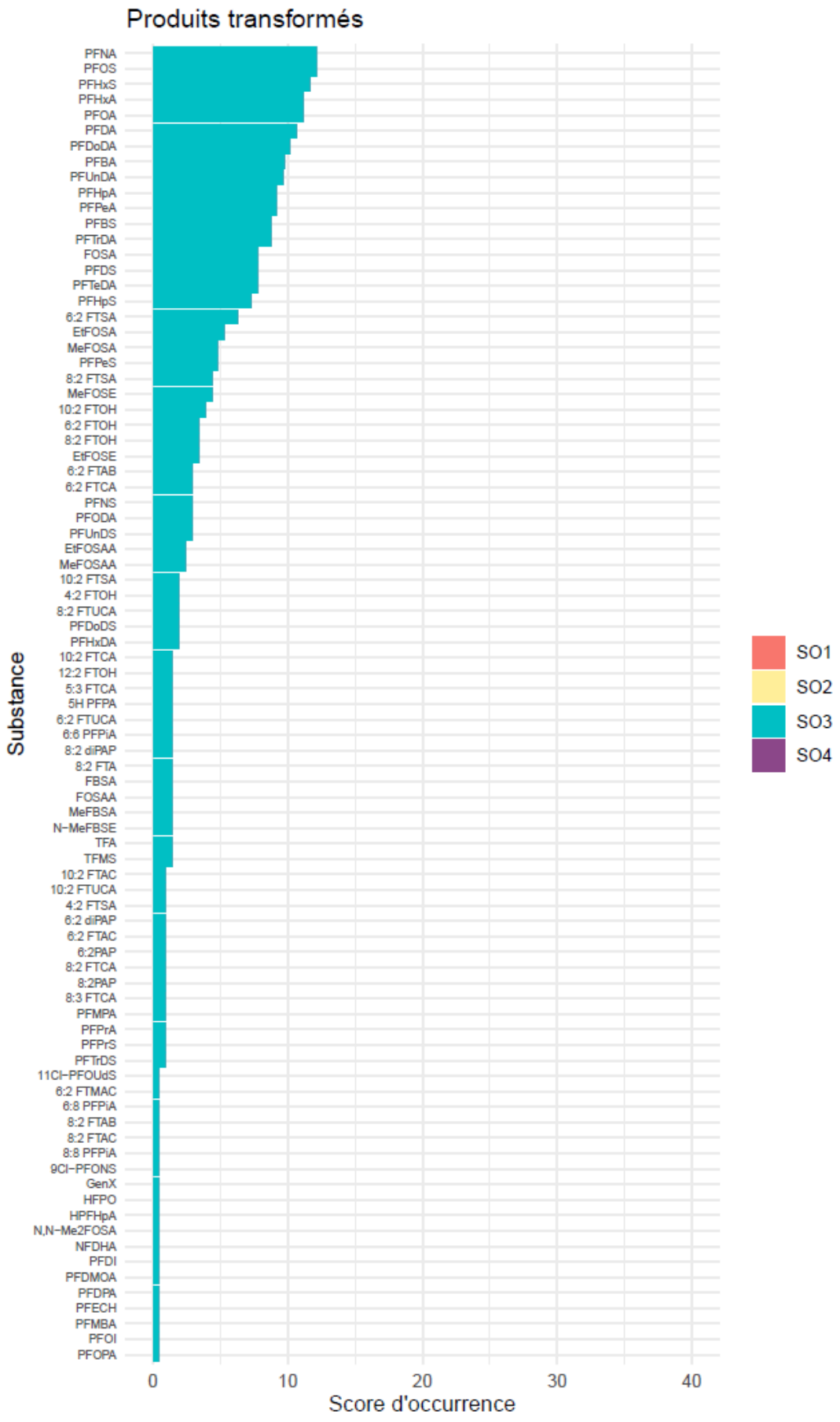

Miel et sucre
Substance
PFOS
PFNA
PFDA
PFHxS
PFOA
PFHxA
PFBS
PFDoDA
PFBA
PFUnDA
PFPeA
PFHpA
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFDS
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTAB
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFNS
PFUnDS
PFODA
EtFOSAA
TFA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

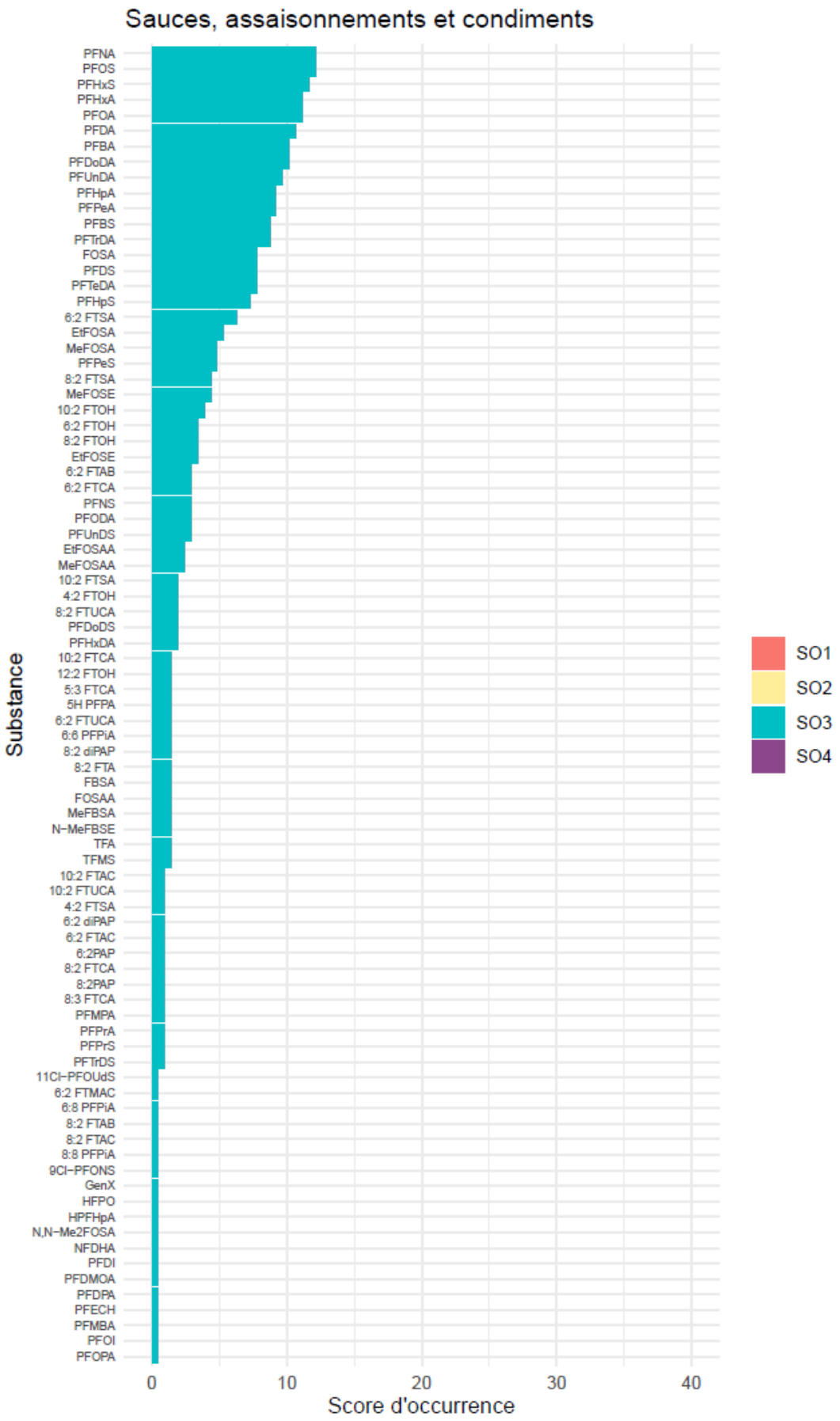

Œufs et ovoproduits
Substance
PFOS
PFNA
PFUnDA
PFDA
PFDoDA
PFTrDA
PFOA
PFBA
PFHxS
PFHxA
PFTeDA
PFHpA
PFHpS
PFBS
PFPeA
FOSA
PFDS
6:2 FTSA
EtFOSA
8:2 FTSA
MeFOSA
PFPeS
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTAB
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFNS
PFUnDS
PFODA
EtFOSAA
TFA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N-MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl-PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl-PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N-Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO-TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

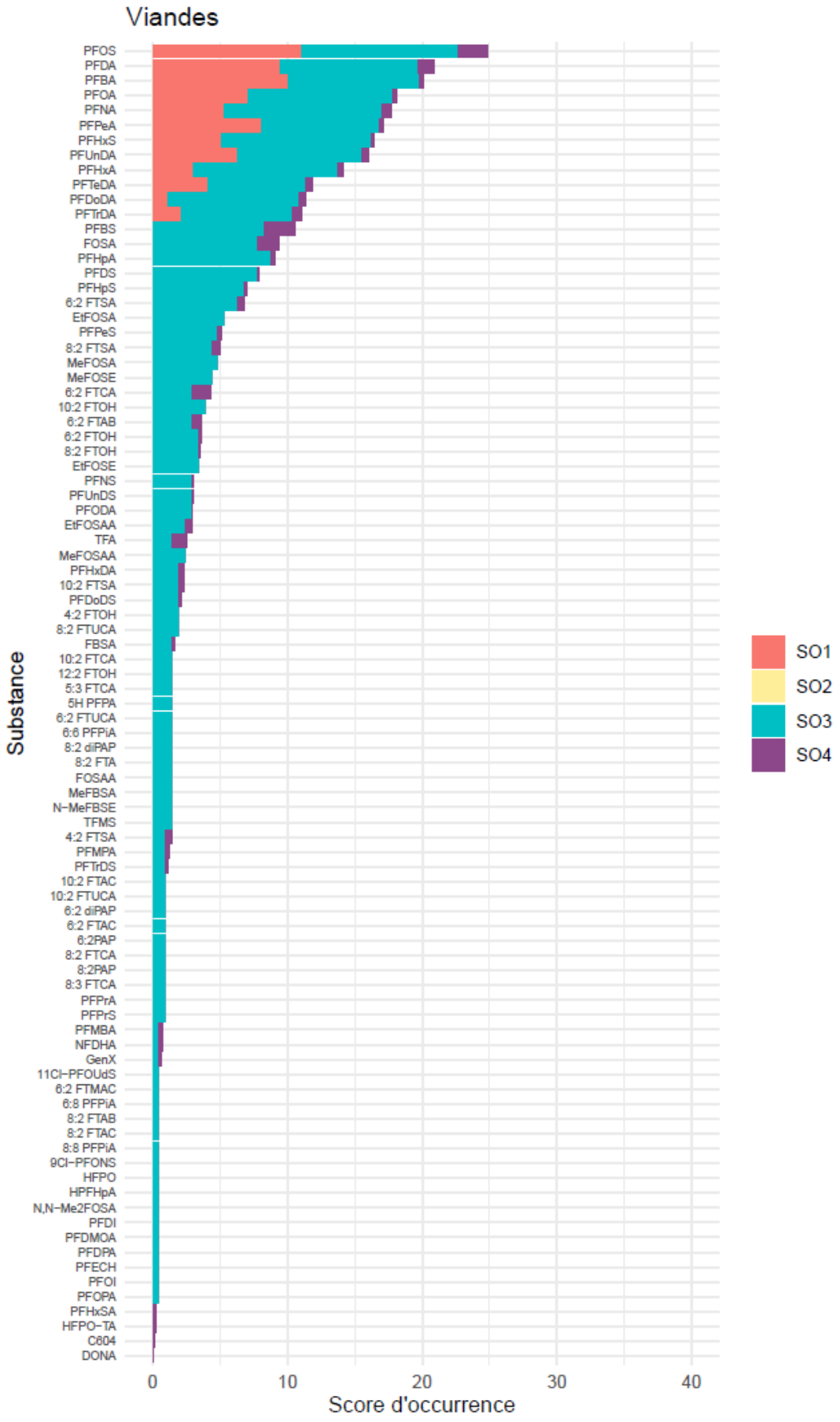

Poissons et produits de la mer
Substance
PFOS
PFDA
PFUnDA
PFBA
FOSA
PFHxA
PFTrDA
PFDoDA
PFNA
PFOA
PFPeA
PFHpA
PFHxS
6:2 FTSA
PFODA
8:2 FTSA
PFTeDA
10:2 FTSA
PFHpS
EtFOSAA
PFBS
6:2 FTAB
PFDS
MeFOSAA
PFHxDA
EtFOSA
6:2 FTCA
PFNS
PFPeS
MeFOSA
MeFOSE
10:2 FTOH
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFUnDS
TFA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
PFDoDS
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
HFPO
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4


Produits de panification, patisseries et biscuits
Substance
PFOS
PFNA
PFDA
PFHxS
PFHxA
PFOA
PFBS
PFDoDA
PFBA
PFUnDA
PFPeA
PFHpA
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFDS
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTAB
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFNS
PFUnDS
PFODA
EtFOSAA
TFA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N-MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl-PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl-PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N-Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO-TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

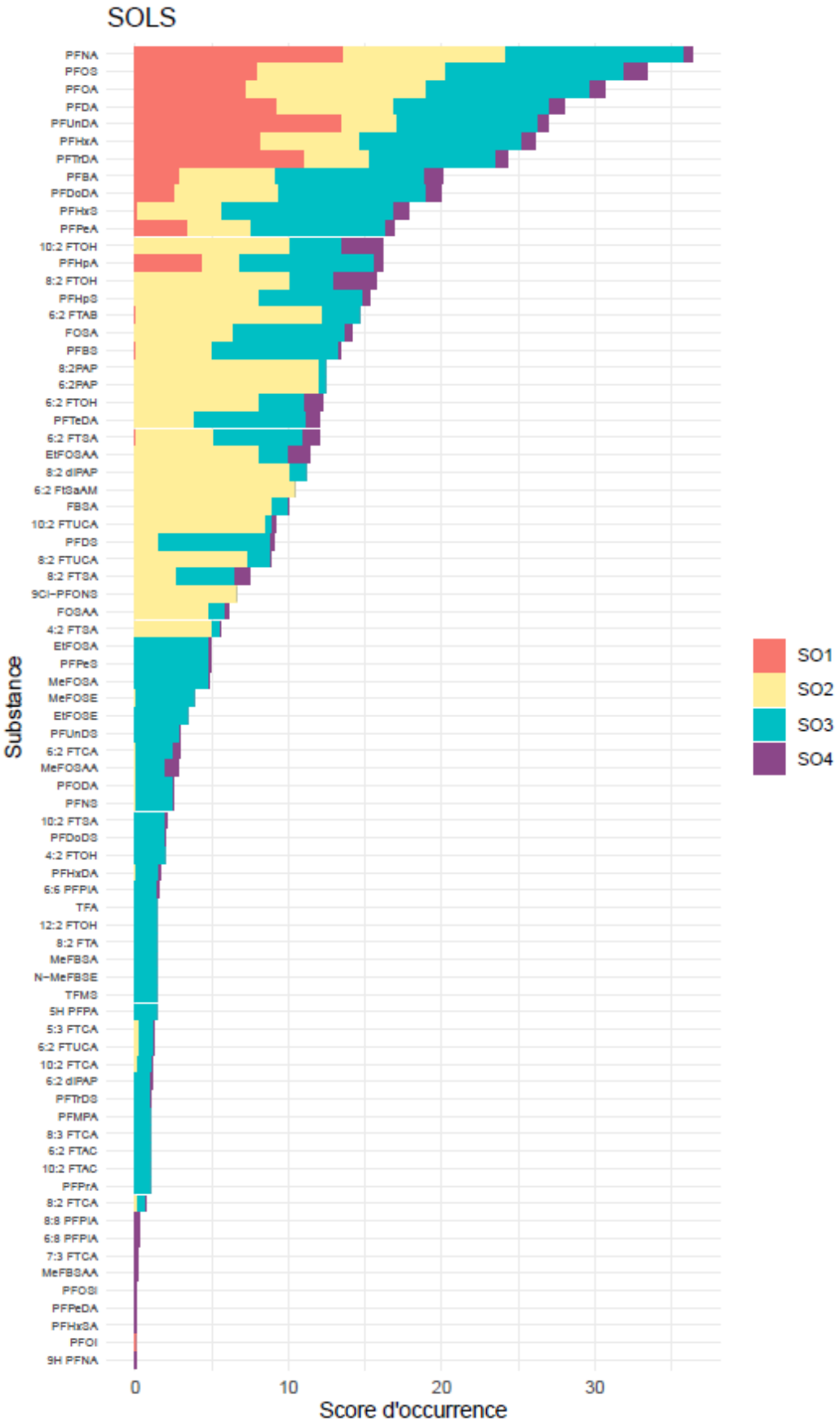

Produits gras
Substance
PFNA
PFOS
PFHxS
PFHxA
PFOA
PFDA
PFBA
PFDoDA
PFUnDA
PFHpA
PFPeA
PFBS
PFTrDA
FOSA
PFDS
PFTeDA
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
MeFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSE
10:2 FTOH
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
6:2 FTAB
6:2 FTCA
PFNS
PFODA
PFUnDS
EtFOSAA
MeFOSAA
10:2 FTSA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
PFDoDS
PFHxDA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSA
FOSAA
MeFBSA
N-MeFBSE
TFA
TFMS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
4:2 FTSA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFMPA
PFPrA
PFPrS
PFTrDS
11Cl-PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl-PFONS
GenX
HFPO
HPFHpA
N,N-Me2FOSA
NFDHA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFMBA
PFOI
PFOPA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

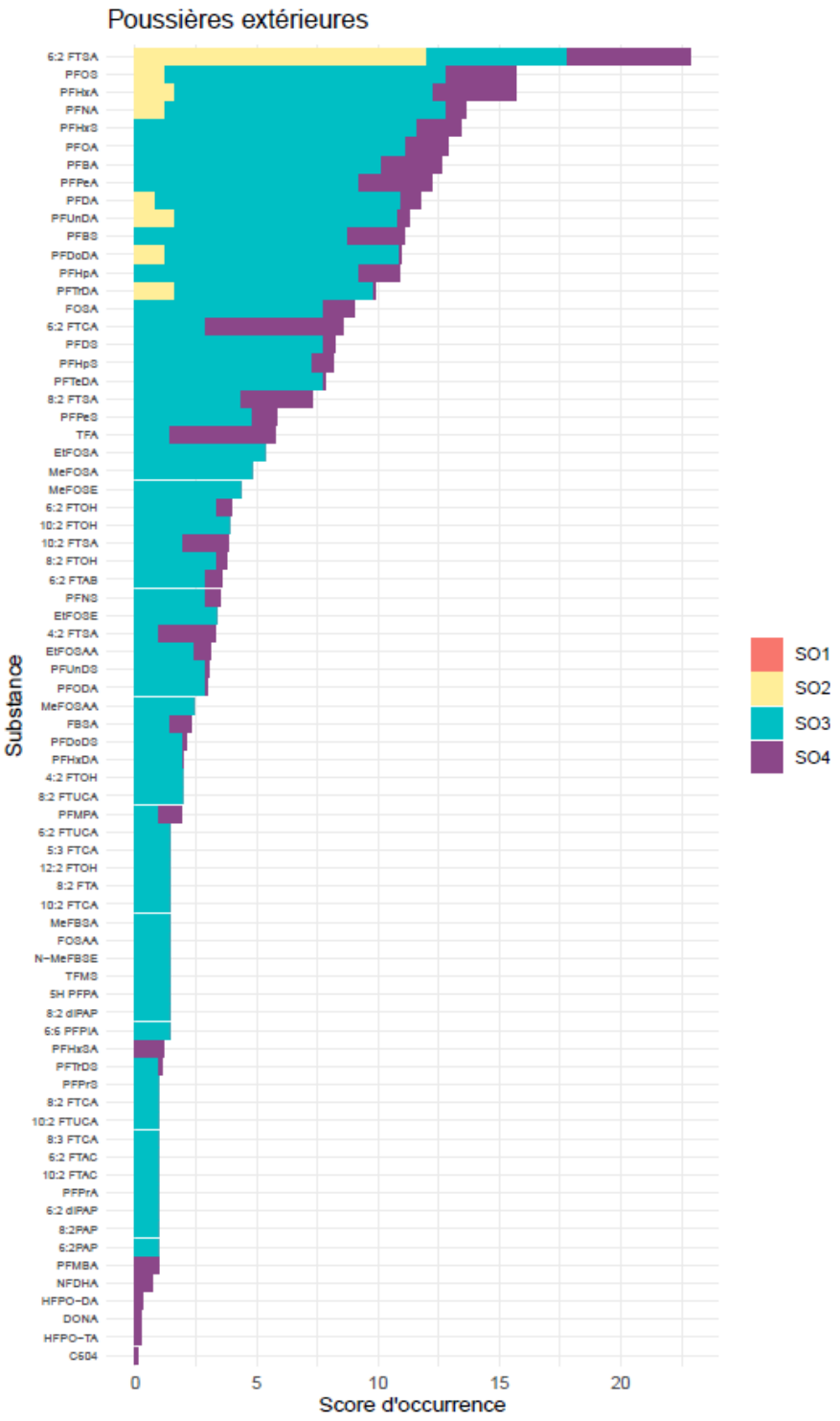

Produits transformés
Substance
PFNA
PFOS
PFHxS
PFHxA
PFOA
PFDA
PFDoDA
PFBA
PFUnDA
PFHpA
PFPeA
PFBS
PFTrDA
FOSA
PFDS
PFTeDA
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
MeFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSE
10:2 FTOH
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
6:2 FTAB
6:2 FTCA
PFNS
PFODA
PFUnDS
EtFOSAA
MeFOSAA
10:2 FTSA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
PFDoDS
PFHxDA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSA
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFA
TFMS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
4:2 FTSA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFMPA
PFPrA
PFPrS
PFTrDS
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
GenX
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
NFDHA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFMBA
PFOI
PFOPA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

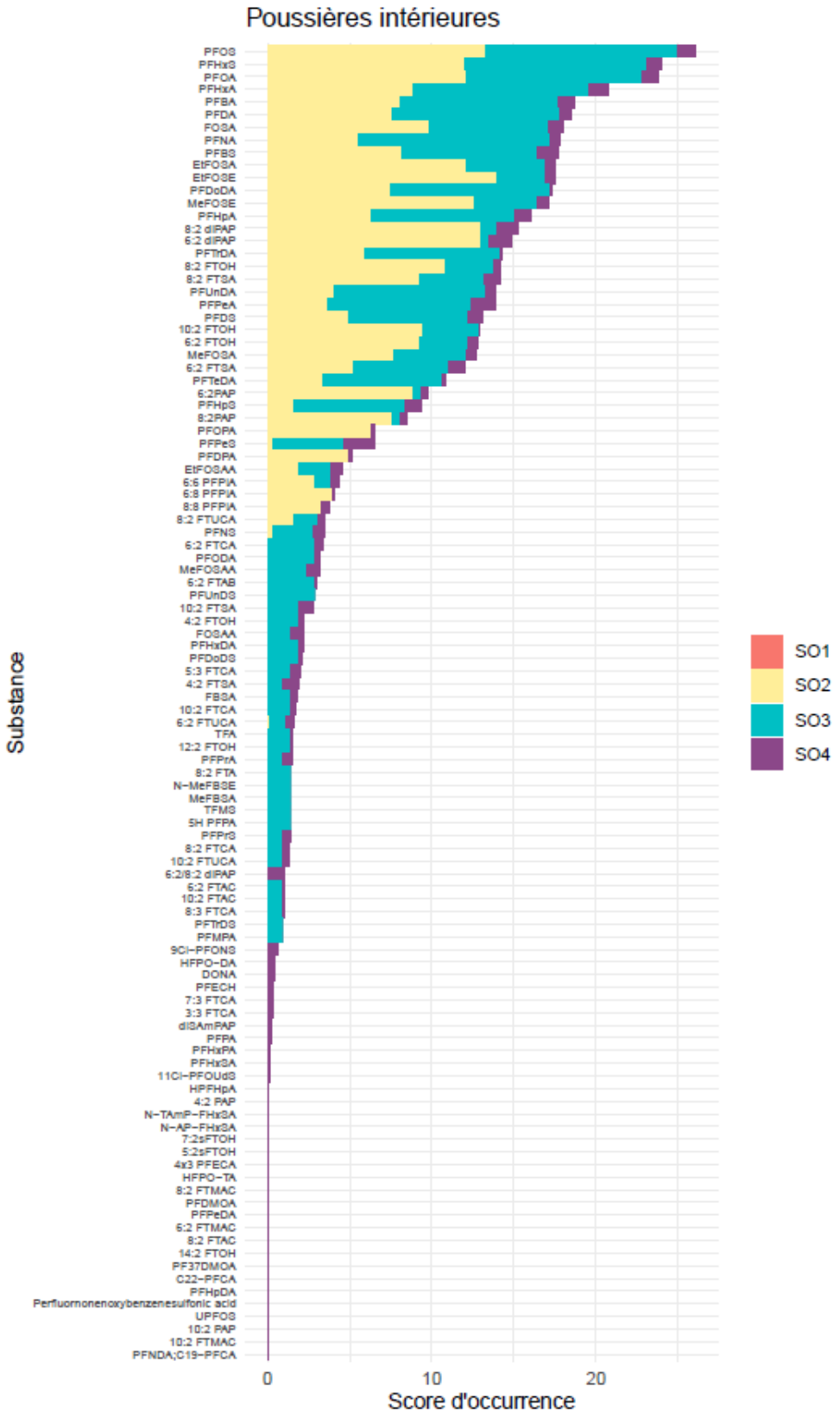

Sauces, assaisonnements et condiments
Substance
PFNA
PFOS
PFHxS
PFHxA
PFOA
PFDA
PFBA
PFDoDA
PFUnDA
PFHpA
PFPeA
PFBS
PFTrDA
FOSA
PFDS
PFTeDA
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
MeFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSE
10:2 FTOH
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
6:2 FTAB
6:2 FTCA
PFNS
PFODA
PFUnDS
EtFOSAA
MeFOSAA
10:2 FTSA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
PFDoDS
PFHxDA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSA
FOSAA
MeFBSA
N-MeFBSE
TFA
TFMS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
4:2 FTSA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFMPA
PFPrA
PFPrS
PFTrDS
11Cl-PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl-PFONS
GenX
HFPO
HPFHpA
N,N-Me2FOSA
NFDHA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFMBA
PFOI
PFOPA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

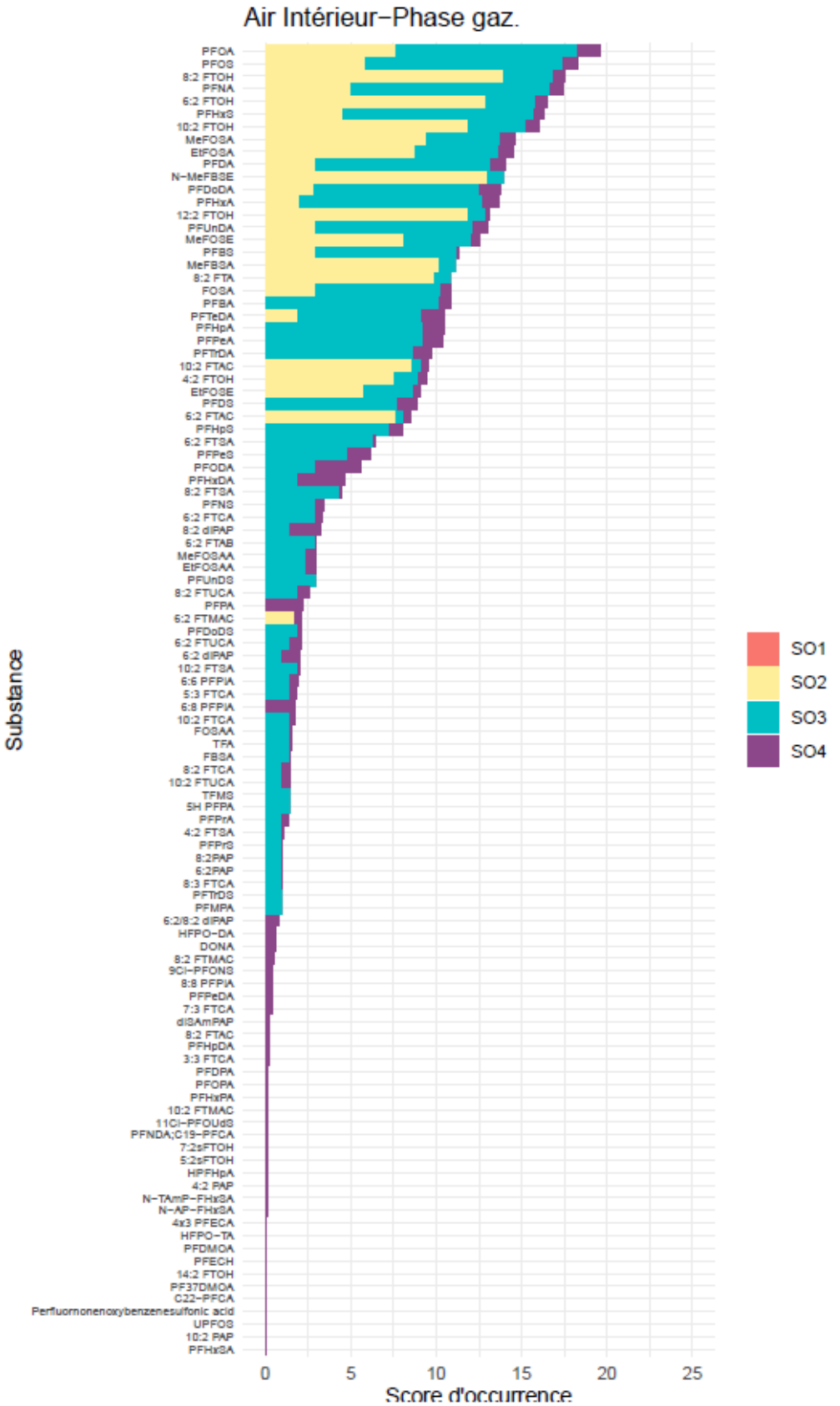

Viandes
Substance
PFOS
PFDA
PFBA
PFOA
PFNA
PFPeA
PFHxS
PFUnDA
PFHxA
PFTeDA
PFDoDA
PFTrDA
PFBS
FOSA
PFHpA
PFDS
PFHpS
6:2 FTSA
EtFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTAB
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFNS
PFUnDS
PFODA
EtFOSAA
TFA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FOSAA
MeFBSA
N-MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2PAP
8:2 FTCA
8:2PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
GenX
11Cl-PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl-PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N-Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECH
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO-TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

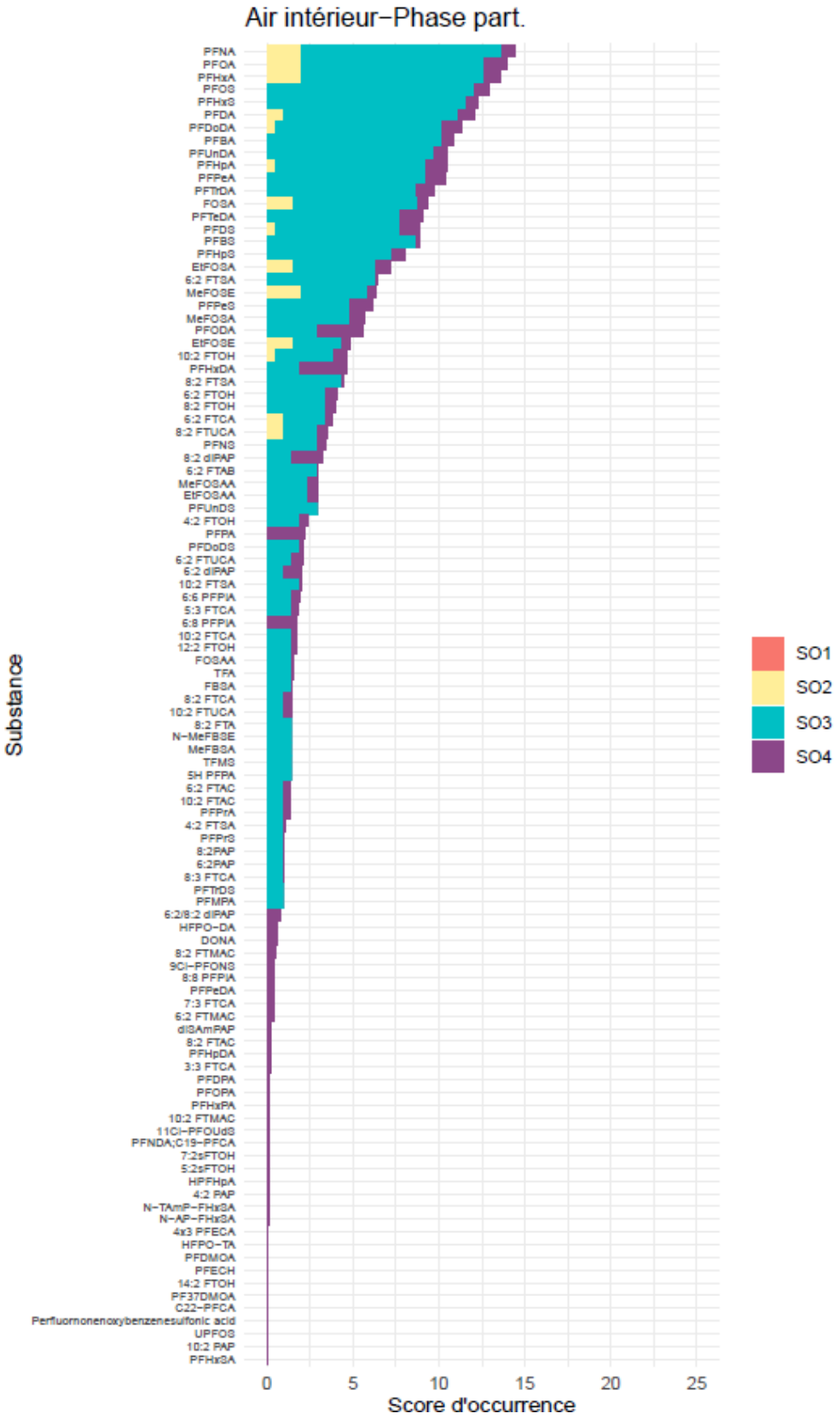
Compartiment « Air, sols et poussières »

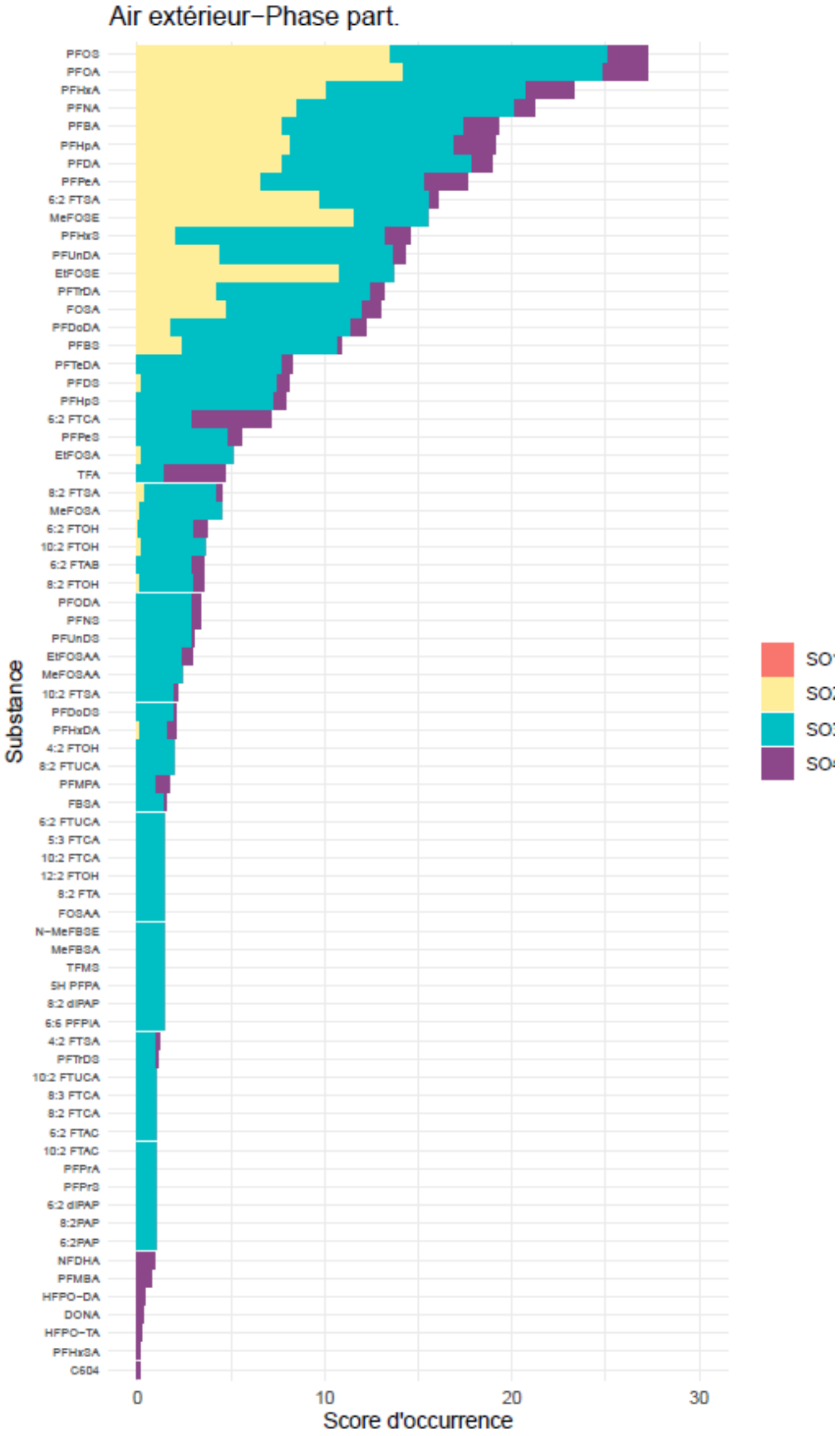


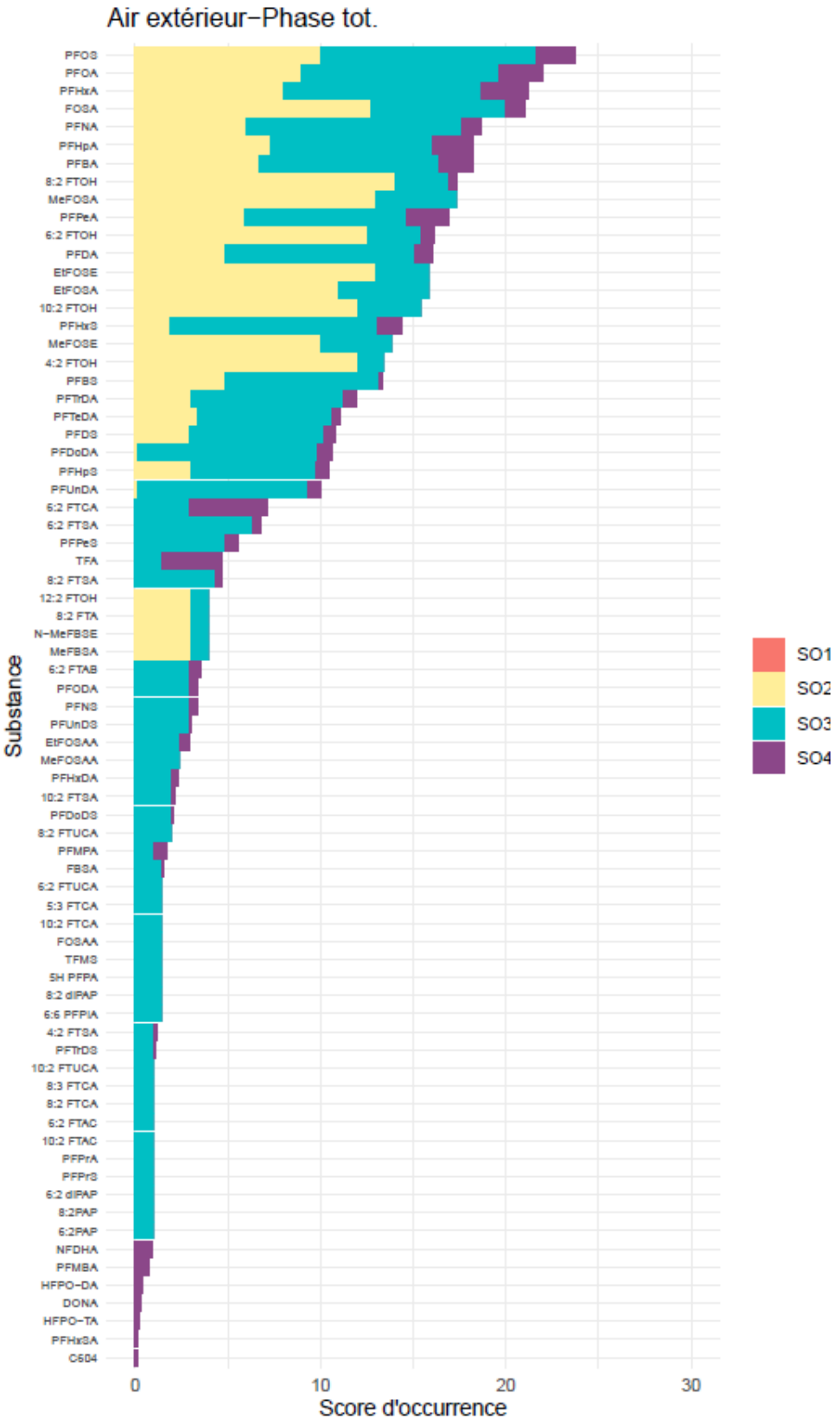

Poussières extérieures
Substance
6:2 FTSA
PFOS
PFHxA
PFNA
PFHxS
PFOA
PFBA
PFPeA
PFDA
PFUnDA
PFBS
PFDoDA
PFHpA
PFTrDA
FOSA
6:2 FTCA
PFDS
PFHpS
PFTeDA
8:2 FTSA
PFPeS
TFA
EtFOSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTOH
10:2 FTOH
10:2 FTSA
8:2 FTOH
6:2 FTAB
PFNS
EtFOSE
4:2 FTSA
EtFOSAA
PFUnDS
PFODA
MeFOSAA
FBSA
PFDoDS
PFHxDA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
PFMPA
6:2 FTUCA
5:3 FTCA
12:2 FTOH
8:2 FTA
10:2 FTCA
MeFBSA
FOSAA
N-MeFBSE
TFMS
5H PFPA
8:2 diPAP
6:6 PFPIA
PFHxSA
PFTrDS
PFPrS
8:2 FTCA
10:2 FTUCA
8:3 FTCA
6:2 FTAC
10:2 FTAC
PFPrA
6:2 diPAP
8:2PAP
6:2PAP
PFMBA
NFDHA
HFPO-DA
DONA
HFPO-TA
C604
0
5
10
15
20
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

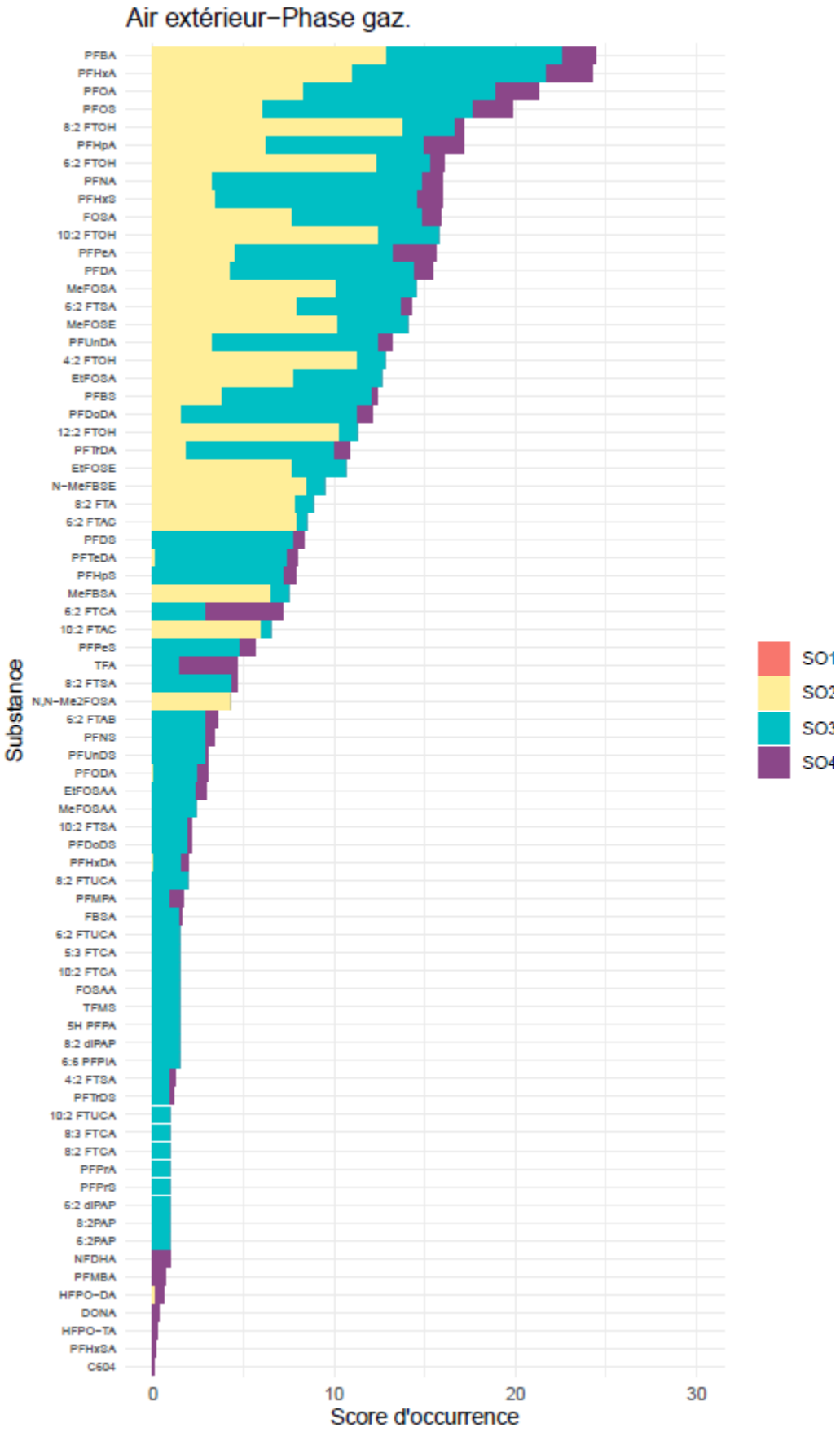

Poussières intérieures
Substance
PFOS
PFHxS
PFOA
PFHxA
PFBA
PFDA
FOSA
PFNA
PFBS
EtFOSA
EtFOSE
PFDoDA
MeFOSE
PFHpA
8:2 diPAP
6:2 diPAP
PFTrDA
8:2 FTOH
8:2 FTSA
PFUnDA
PFPeA
PFDS
10:2 FTOH
6:2 FTOH
MeFOSA
6:2 FTSA
PFTeDA
6:2PAP
PFHpS
8:2PAP
PFOPA
PFPeS
PFDPA
EtFOSAA
6:6 PFPiA
6:8 PFPiA
8:8 PFPiA
8:2 FTUCA
PFNS
6:2 FTCA
PFODA
MeFOSAA
6:2 FTAB
PFUnDS
10:2 FTSA
4:2 FTOH
FOSAA
PFHxDA
PFDoDS
5:3 FTCA
4:2 FTSA
FBSA
10:2 FTCA
6:2 FTUCA
TFA
12:2 FTOH
PFPrA
8:2 FTA
N−MeFBSE
MeFBSA
TFMS
5H PFPA
PFPrS
8:2 FTCA
10:2 FTUCA
6:2/8:2 diPAP
6:2 FTAC
10:2 FTAC
8:3 FTCA
PFTrDS
PFMPA
9Cl−PFONS
HFPO−DA
DONA
PFECH
7:3 FTCA
3:3 FTCA
diSAmPAP
PFPA
PFHxPA
PFHxSA
11Cl−PFOUdS
HPFHpA
4:2 PAP
N−TAmP−FHxSA
N−AP−FHxSA
7:2sFTOH
5:2sFTOH
4x3 PFECA
HFPO−TA
8:2 FTMAC
PFDMOA
PFPeDA
6:2 FTMAC
8:2 FTAC
14:2 FTOH
PF37DMOA
C22−PFCA
PFHpDA
Perfluorononenoxybenzenesulfonic acid
UPFOS
10:2 PAP
10:2 FTMAC
PFNDA;C19−PFCA
0
10
20
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

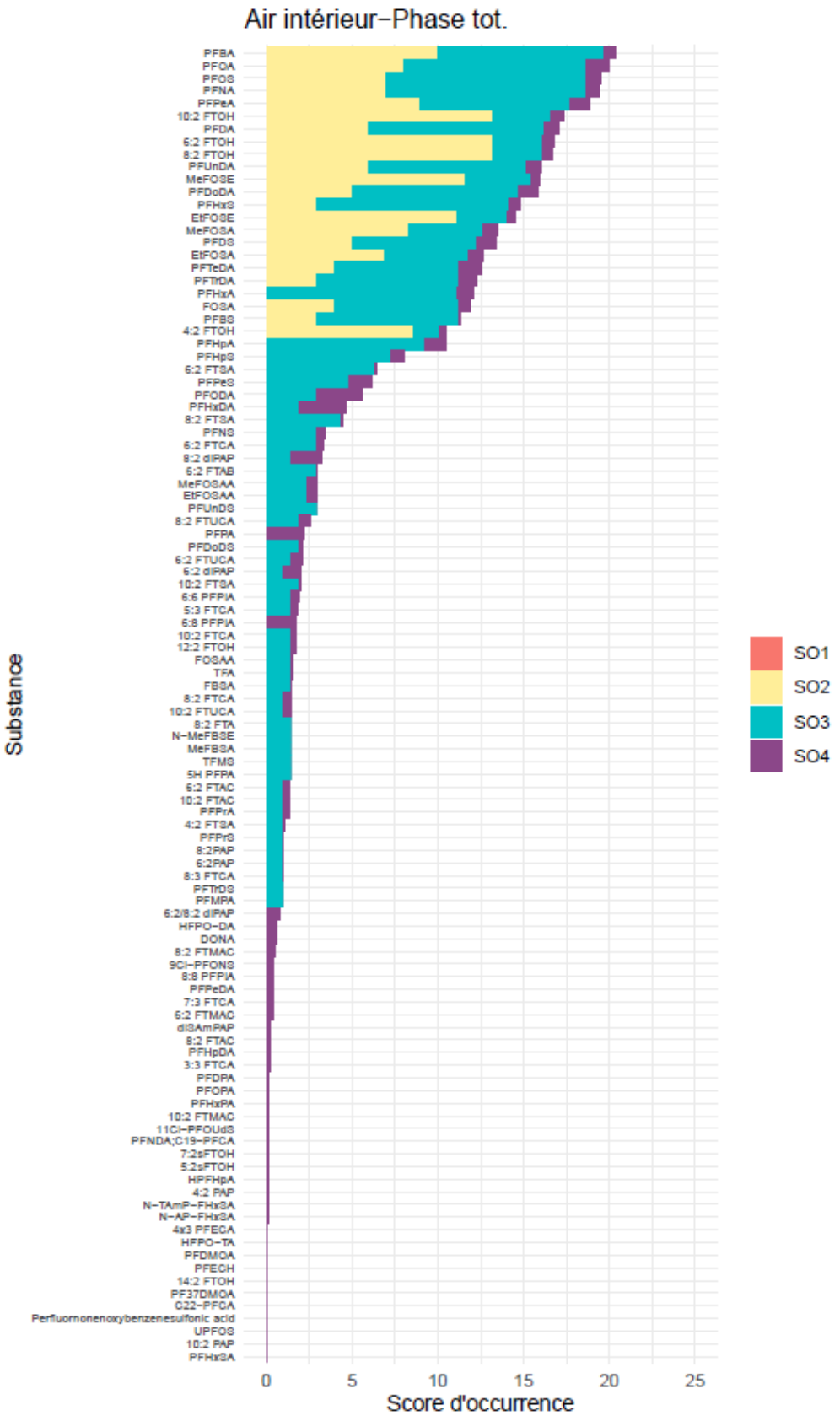

Air Intérieur−Phase gaz.
Substance
PFOA
PFOS
8:2 FTOH
PFNA
6:2 FTOH
PFHxS
10:2 FTOH
MeFOSA
EtFOSA
PFDA
N−MeFBSE
PFDoDA
PFHxA
12:2 FTOH
PFUnDA
MeFOSE
PFBS
MeFBSA
8:2 FTA
FOSA
PFBA
PFTeDA
PFHpA
PFPeA
PFTrDA
10:2 FTAC
4:2 FTOH
EtFOSE
PFDS
6:2 FTAC
PFHpS
6:2 FTSA
PFPeS
PFODA
PFHxDA
8:2 FTSA
PFNS
6:2 FTCA
8:2 diPAP
6:2 FTAB
MeFOSAA
EtFOSAA
PFUnDS
8:2 FTUCA
PFPA
6:2 FTMAC
PFDoDS
6:2 FTUCA
6:2 diPAP
10:2 FTSA
6:6 PFPiA
5:3 FTCA
6:8 PFPiA
10:2 FTCA
FOSAA
TFA
FBSA
8:2 FTCA
10:2 FTUCA
TFMS
5H PFPA
PFPrA
4:2 FTSA
PFPrS
8:2PAP
6:2PAP
8:3 FTCA
PFTrDS
PFMPA
6:2/8:2 diPAP
HFPO−DA
DONA
8:2 FTMAC
9Cl−PFONS
8:8 PFPiA
PFPeDA
7:3 FTCA
diSAmPAP
8:2 FTAC
PFHpDA
3:3 FTCA
PFDPA
PFOPA
PFHxPA
10:2 FTMAC
11Cl−PFOUdS
PFNDA;C19−PFCA
7:2sFTOH
5:2sFTOH
HPFHpA
4:2 PAP
N−TAmP−FHxSA
N−AP−FHxSA
4x3 PFECA
HFPO−TA
PFDMOA
PFECH
14:2 FTOH
PF37DMOA
C22−PFCA
Perfluorononenoxybenzenesulfonic acid
UPFOS
10:2 PAP
PFHxSA
0
5
10
15
20
25
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4


Air intérieur−Phase part.
Substance
PFNA
PFOA
PFHxA
PFOS
PFHxS
PFDA
PFDoDA
PFBA
PFUnDA
PFHpA
PFPeA
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFDS
PFBS
PFHpS
EtFOSA
6:2 FTSA
MeFOSE
PFPeS
MeFOSA
PFODA
EtFOSE
10:2 FTOH
PFHxDA
8:2 FTSA
6:2 FTOH
8:2 FTOH
6:2 FTCA
8:2 FTUCA
PFNS
8:2 diPAP
6:2 FTAB
MeFOSAA
EtFOSAA
PFUnDS
4:2 FTOH
PFPA
PFDoDS
6:2 FTUCA
6:2 diPAP
10:2 FTSA
6:6 PFPiA
5:3 FTCA
6:8 PFPiA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
FOSAA
TFA
FBSA
8:2 FTCA
10:2 FTUCA
8:2 FTA
N−MeFBSE
MeFBSA
TFMS
5H PFPA
6:2 FTAC
10:2 FTAC
PFPrA
4:2 FTSA
PFPrS
8:2PAP
6:2PAP
8:3 FTCA
PFTrDS
PFMPA
6:2/8:2 diPAP
HFPO−DA
DONA
8:2 FTMAC
9Cl−PFONS
8:8 PFPiA
PFPeDA
7:3 FTCA
6:2 FTMAC
diSAmPAP
8:2 FTAC
PFHpDA
3:3 FTCA
PFDPA
PFOPA
PFHxPA
10:2 FTMAC
11Cl−PFOUdS
PFNDA;C19−PFCA
7:2sFTOH
5:2sFTOH
HPFHpA
4:2 PAP
N−TAmP−FHxSA
N−AP−FHxSA
4x3 PFECA
HFPO−TA
PFDMOA
PFECH
14:2 FTOH
PF37DMOA
C22−PFCA
Perfluornonenoxybenzenesulfonic acid
UPFOS
10:2 PAP
PFHxSA
0
5
10
15
20
25
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

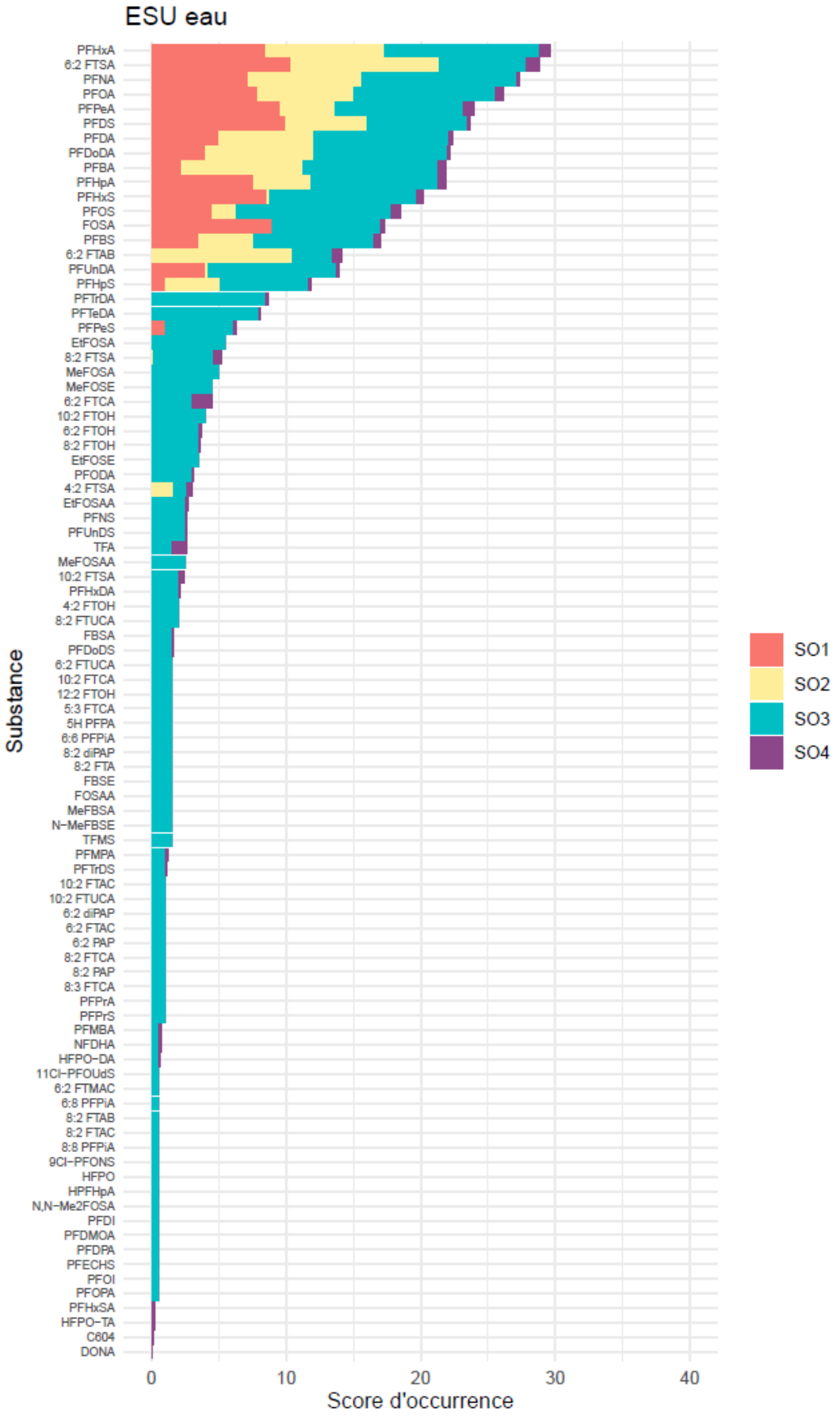

Air extérieur−Phase part.
PFOS
PFOA
PFHxA
PFNA
PFBA
PFHpA
PFDA
PFPeA
6:2 FTSA
MeFOSE
PFHxS
PFUnDA
EtFOSE
PFTrDA
FOSA
PFDoDA
PFBS
PFTeDA
PFDS
PFHpS
6:2 FTCA
PFPeS
EtFOSA
TFA
8:2 FTSA
MeFOSA
6:2 FTOH
10:2 FTOH
6:2 FTAB
8:2 FTOH
PFODA
PFNS
PFUnDS
EtFOSAA
MeFOSAA
10:2 FTSA
PFDoDS
PFHxDA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
PFMPA
FBSA
6:2 FTUCA
5:3 FTCA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
8:2 FTA
FOSAA
N−MeFBSE
MeFBSA
TFMS
5H PFPA
8:2 diPAP
6:6 PFPiA
4:2 FTSA
PFTrDS
10:2 FTUCA
8:3 FTCA
8:2 FTCA
6:2 FTAC
10:2 FTAC
PFPrA
PFPrS
6:2 diPAP
8:2PAP
6:2PAP
NFDHA
PFMBA
HFPO−DA
DONA
HFPO−TA
PFHxSA
C604
Substance
0
10
20
30
Score d'occurrence

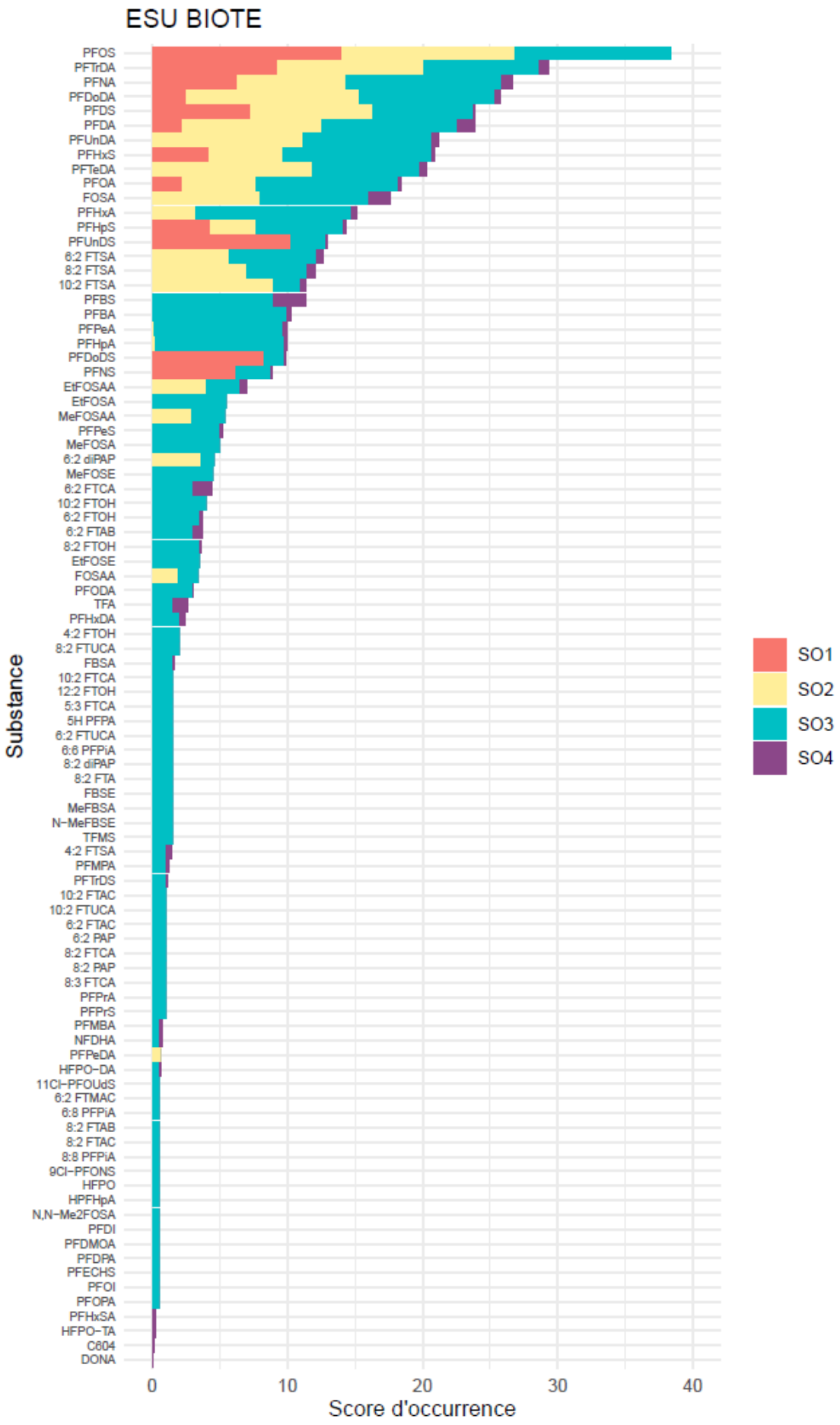

Air extérieur−Phase tot.
Substance
PFOS
PFOA
PFHxA
FOSA
PFNA
PFHpA
PFBA
8:2 FTOH
MeFOSA
PFPeA
6:2 FTOH
PFDA
EtFOSE
EtFOSA
10:2 FTOH
PFHxS
MeFOSE
4:2 FTOH
PFBS
PFTrDA
PFTeDA
PFDS
PFDoDA
PFHpS
PFUnDA
6:2 FTCA
6:2 FTSA
PFPeS
TFA
8:2 FTSA
12:2 FTOH
8:2 FTA
N−MeFBSE
MeFBSA
6:2 FTAB
PFODA
PFNS
PFUnDS
EtFOSAA
MeFOSAA
PFHxDA
10:2 FTSA
PFDoDS
8:2 FTUCA
PFMPA
FBSA
6:2 FTUCA
5:3 FTCA
10:2 FTCA
FOSAA
TFMS
5H PFPA
8:2 diPAP
6:6 PFPiA
4:2 FTSA
PFTrDS
10:2 FTUCA
8:3 FTCA
8:2 FTCA
6:2 FTAC
10:2 FTAC
PFPrA
PFPrS
6:2 diPAP
8:2PAP
6:2PAP
NFDHA
PFMBA
HFPO−DA
DONA
HFPO−TA
PFHxSA
C604
0
10
20
30
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

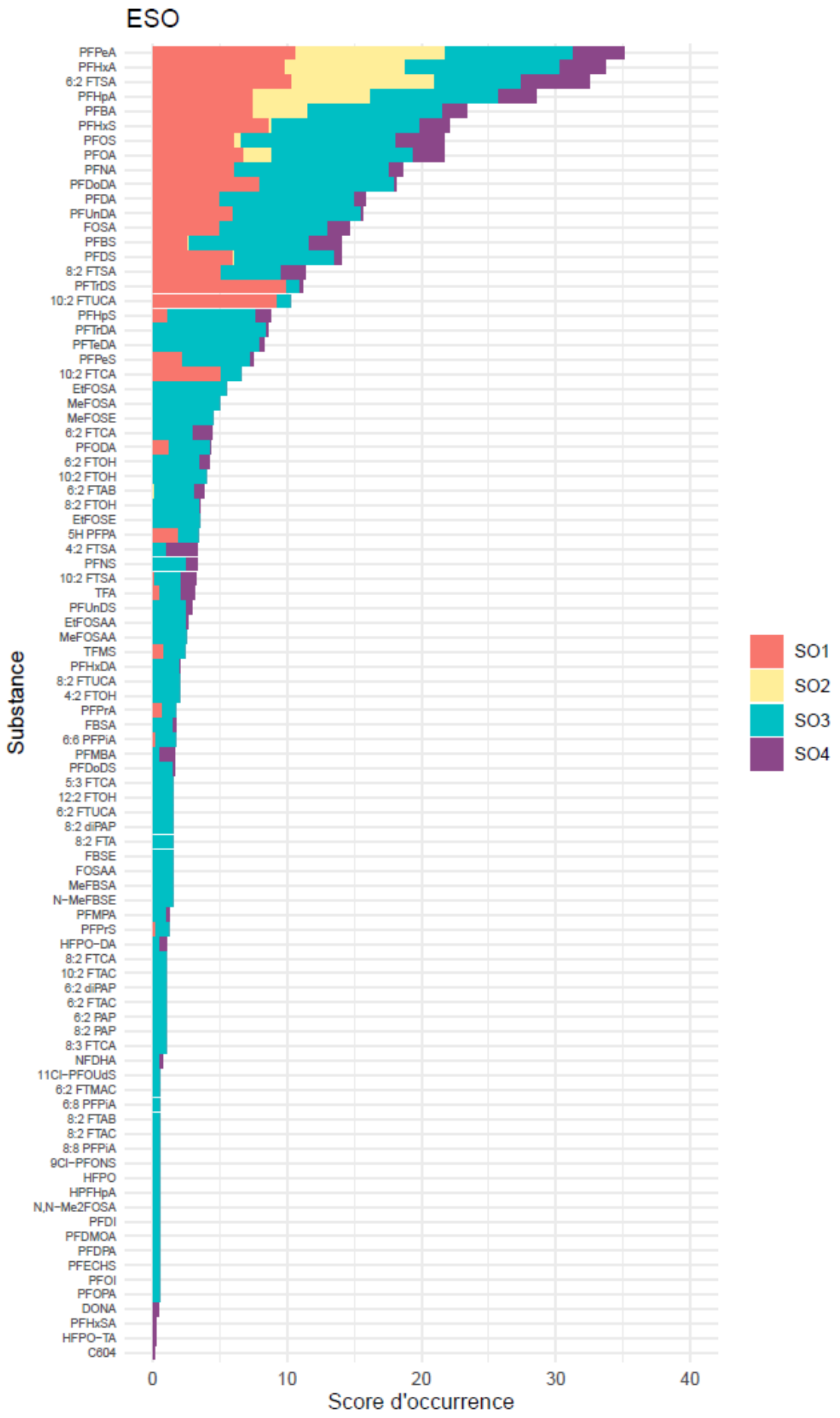

Air extérieur−Phase gaz.
Substance
PFBA
PFHxA
PFOA
PFOS
8:2 FTOH
PFHpA
6:2 FTOH
PFNA
PFHxS
FOSA
10:2 FTOH
PFPeA
PFDA
MeFOSA
6:2 FTSA
MeFOSE
PFUnDA
4:2 FTOH
EtFOSA
PFBS
PFDoDA
12:2 FTOH
PFTrDA
EtFOSE
N−MeFBSE
8:2 FTA
6:2 FTAC
PFDS
PFTeDA
PFHpS
MeFBSA
6:2 FTCA
10:2 FTAC
PFPeS
TFA
8:2 FTSA
N,N−Me2FOSA
6:2 FTAB
PFNS
PFUnDS
PFODA
EtFOSAA
MeFOSAA
10:2 FTSA
PFDoDS
PFHxDA
8:2 FTUCA
PFMPA
FBSA
6:2 FTUCA
5:3 FTCA
10:2 FTCA
FOSAA
TFMS
5H PFPA
8:2 diPAP
6:6 PFPIA
4:2 FTSA
PFTrDS
10:2 FTUCA
8:3 FTCA
8:2 FTCA
PFPrA
PFPrS
6:2 diPAP
8:2PAP
6:2PAP
NFDHA
PFMBA
HFPO−DA
DONA
HFPO−TA
PFHxSA
C604
0
10
20
30
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

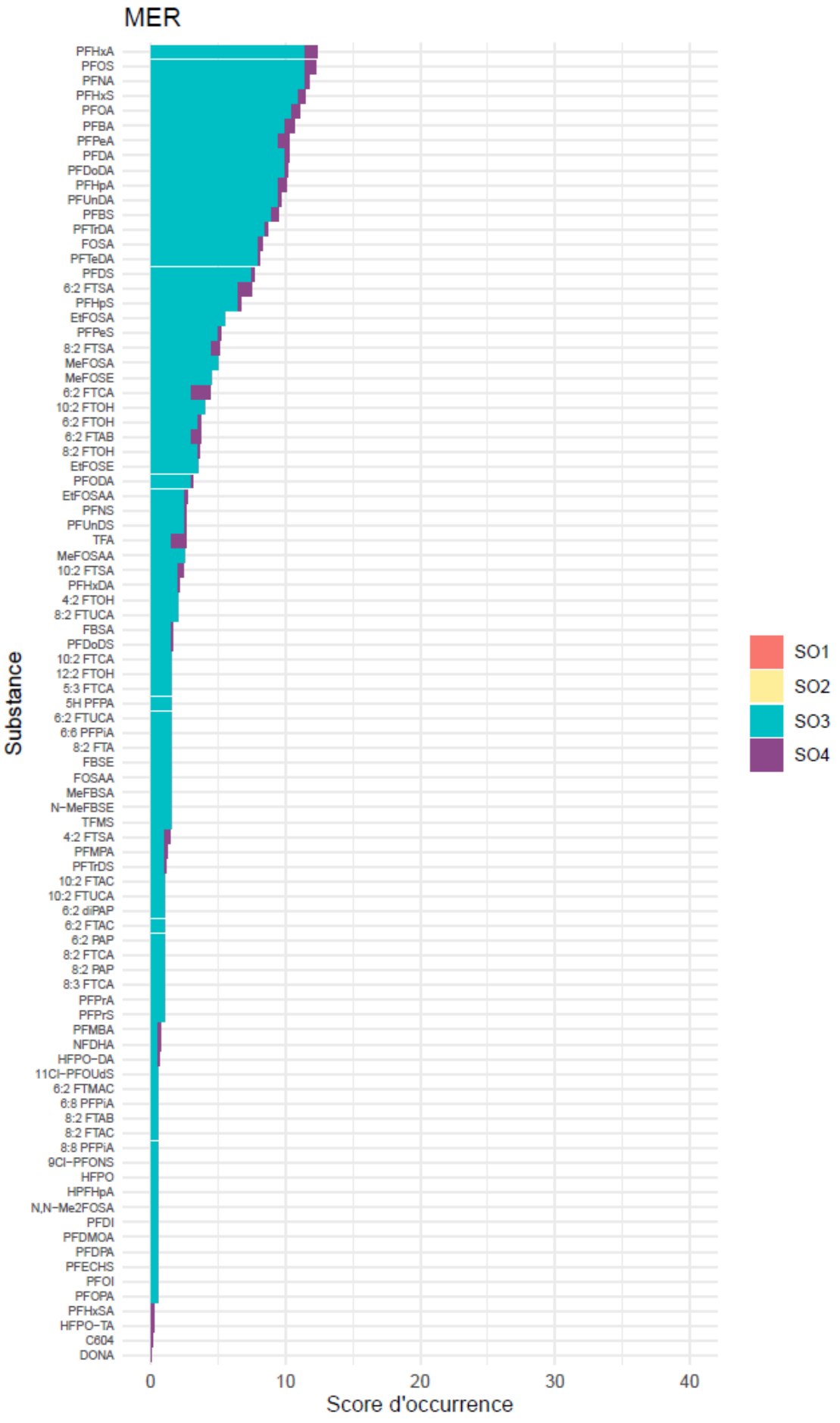

Air intérieur−Phase tot.
Substance
PFBA
PFOA
PFOS
PFNA
PFPeA
10:2 FTOH
PFDA
6:2 FTOH
8:2 FTOH
PFUnDA
MeFOSE
PFDoDA
PFHxS
EtFOSE
MeFOSA
PFDS
EtFOSA
PFTeDA
PFTrDA
PFHxA
FOSA
PFBS
4:2 FTOH
PFHpA
PFHpS
6:2 FTSA
PFPeS
PFODA
PFHxDA
8:2 FTSA
PFNS
6:2 FTCA
8:2 diPAP
6:2 FTAB
MeFOSAA
EtFOSAA
PFUnDS
8:2 FTUCA
PFPA
PFDoDS
6:2 FTUCA
6:2 diPAP
10:2 FTSA
6:6 PFPiA
5:3 FTCA
6:8 PFPiA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
FOSAA
TFA
FBSA
8:2 FTCA
10:2 FTUCA
8:2 FTA
N−MeFBSE
MeFBSA
TFMS
5H PFPA
6:2 FTAC
10:2 FTAC
PFPrA
4:2 FTSA
PFPrS
8:2PAP
6:2PAP
8:3 FTCA
PFTrDS
PFMPA
6:2/8:2 diPAP
HFPO−DA
DONA
8:2 FTMAC
9Cl−PFONS
8:8 PFPiA
PFPeDA
7:3 FTCA
6:2 FTMAC
diSAmPAP
8:2 FTAC
PFHpDA
3:3 FTCA
PFDPA
PFOPA
PFHxPA
10:2 FTMAC
11Cl−PFOUdS
PFNDA;C19−PFCA
7:2sFTOH
5:2sFTOH
HPFHpA
4:2 PAP
N−TAmP−FHxSA
N−AP−FHxSA
4x3 PFECA
HFPO−TA
PFDMOA
PFECH
14:2 FTOH
PF37DMOA
C22−PFCA
Perfluorononenoxybenzenesulfonic acid
UPFOS
10:2 PAP
PFHxSA
0
5
10
15
20
25
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

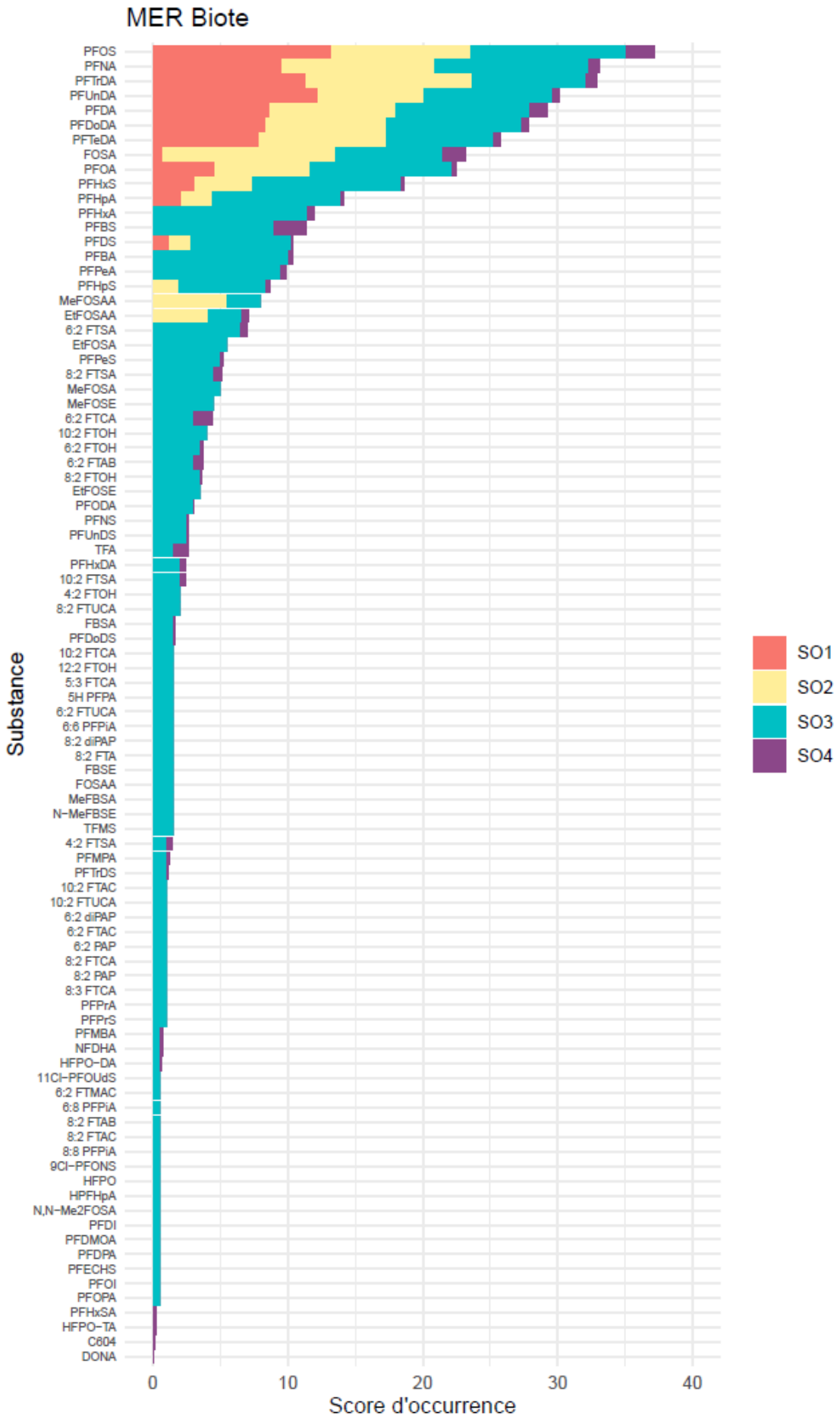
Compartiment « Milieux aquatiques et EDCH »

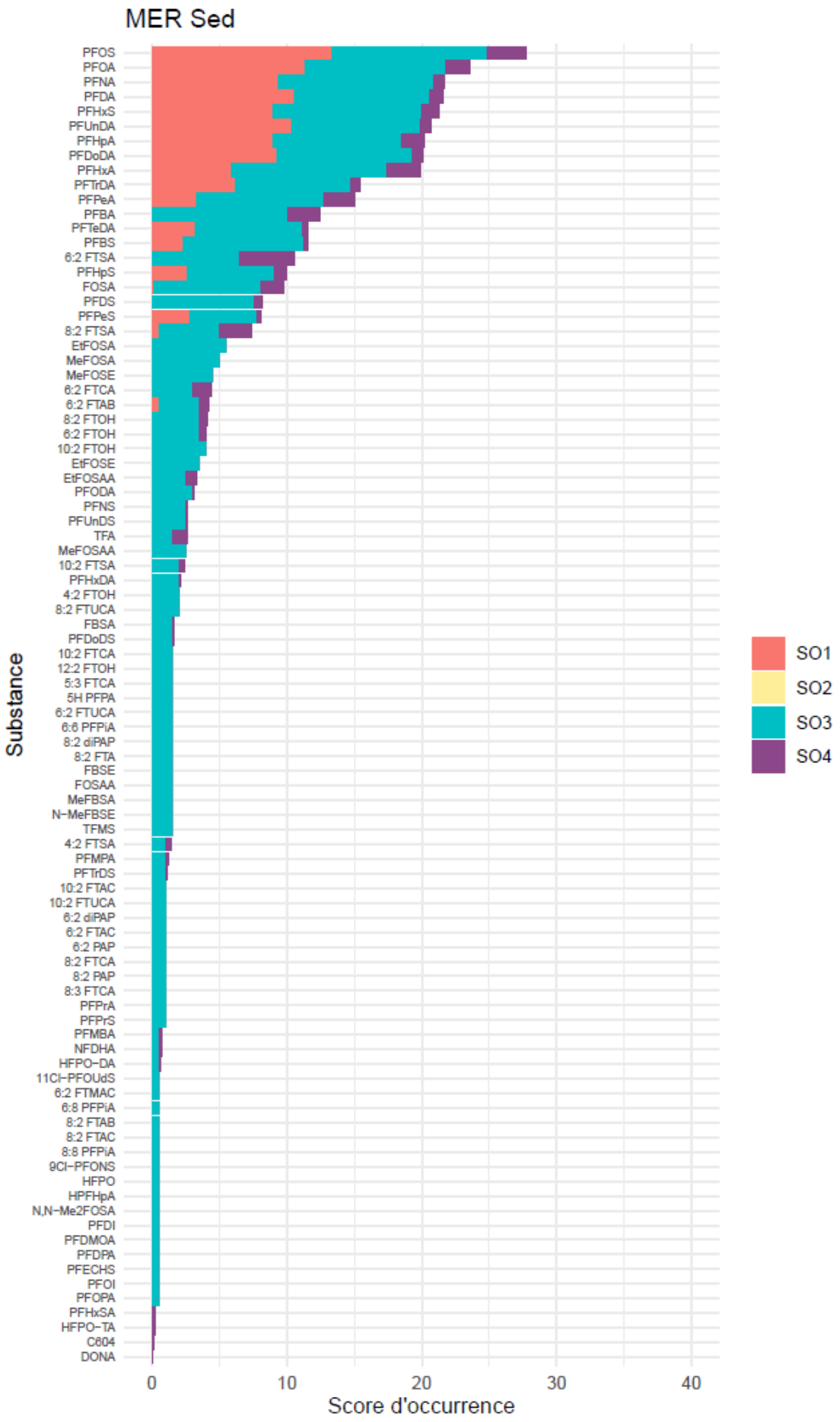


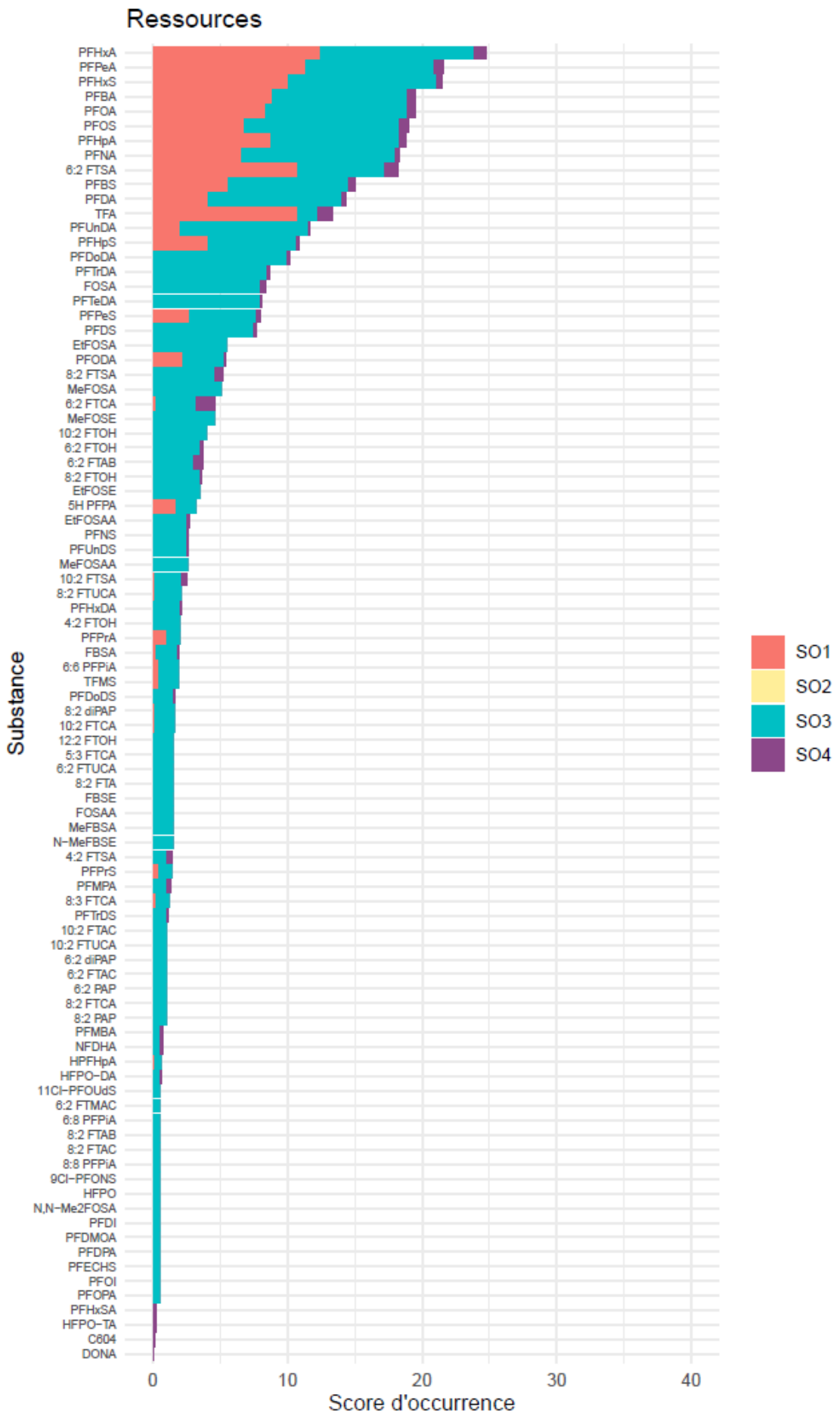

ESU BIOTE
Substance
PFOS
PFTrDA
PFNA
PFDoDA
PFDS
PFDA
PFUnDA
PFHxS
PFTeDA
PFOA
FOSA
PFHxA
PFHpS
PFUnDS
6:2 FTSA
8:2 FTSA
10:2 FTSA
PFBS
PFBA
PFPeA
PFHpA
PFDoDS
PFNS
EtFOSAA
EtFOSA
MeFOSAA
PFPeS
MeFOSA
6:2 diPAP
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTOH
6:2 FTAB
8:2 FTOH
EtFOSE
FOSAA
PFODA
TFA
PFHxDA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSE
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 FTCA
8:2 PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
PFPeDA
HFPO−DA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

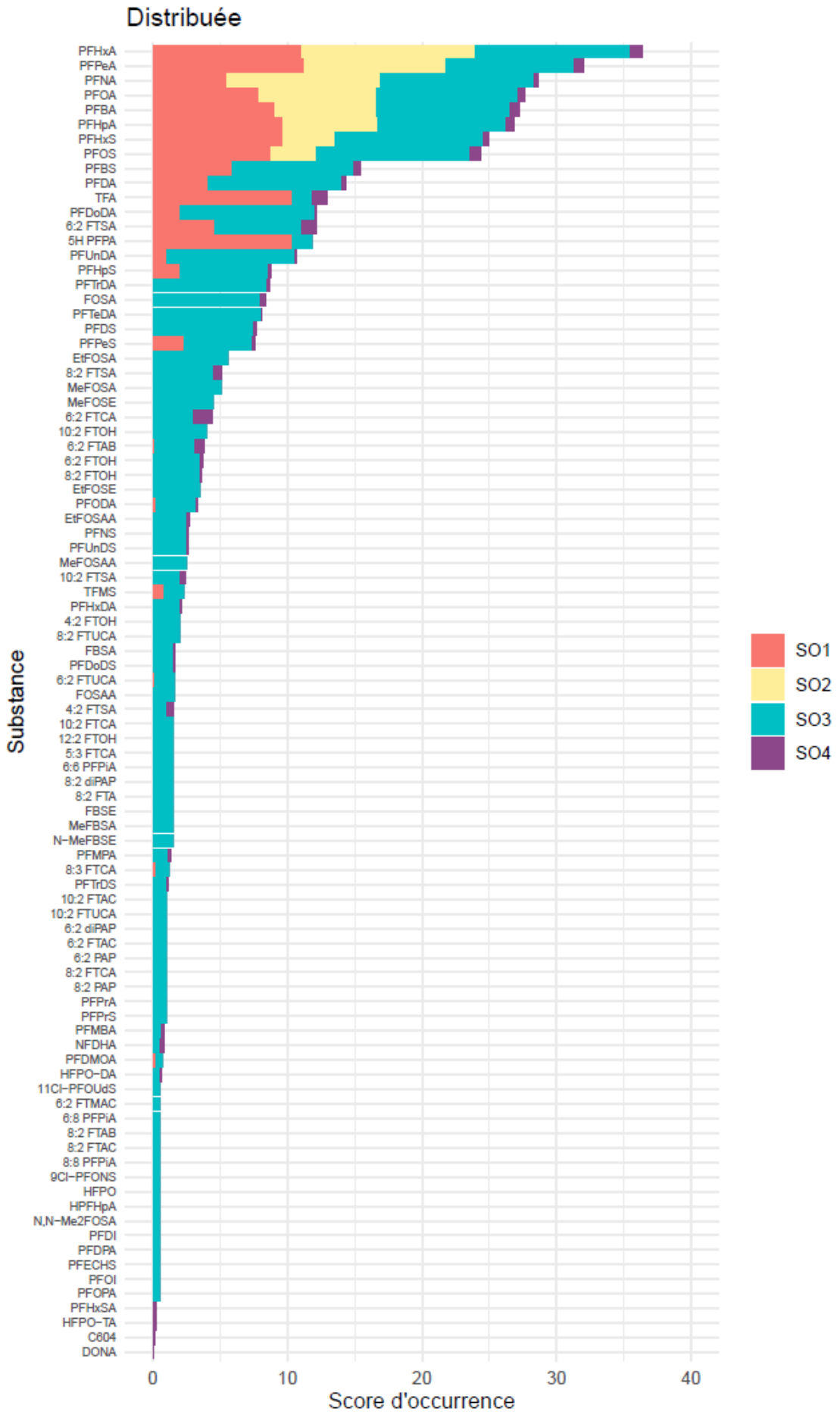

ESO
Substance
PFPeA
PFHxA
6:2 FTSA
PFHpA
PFBA
PFHxS
PFOS
PFOA
PFNA
PFDoDA
PFDA
PFUnDA
FOSA
PFBS
PFDS
8:2 FTSA
PFTrDS
10:2 FTUCA
PFHpS
PFTrDA
PFTeDA
PFPeS
10:2 FTCA
EtFOSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
PFODA
6:2 FTOH
10:2 FTOH
6:2 FTAB
8:2 FTOH
EtFOSE
5H PFPA
4:2 FTSA
PFNS
10:2 FTSA
TFA
PFUnDS
EtFOSAA
MeFOSAA
TFMS
PFHxDA
8:2 FTUCA
4:2 FTOH
PFPrA
FBSA
6:6 PFPiA
PFMBA
PFDoDS
5:3 FTCA
12:2 FTOH
6:2 FTUCA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSE
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
PFMPA
PFPrS
HFPO−DA
8:2 FTCA
10:2 FTAC
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 PAP
8:3 FTCA
NFDHA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
DONA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

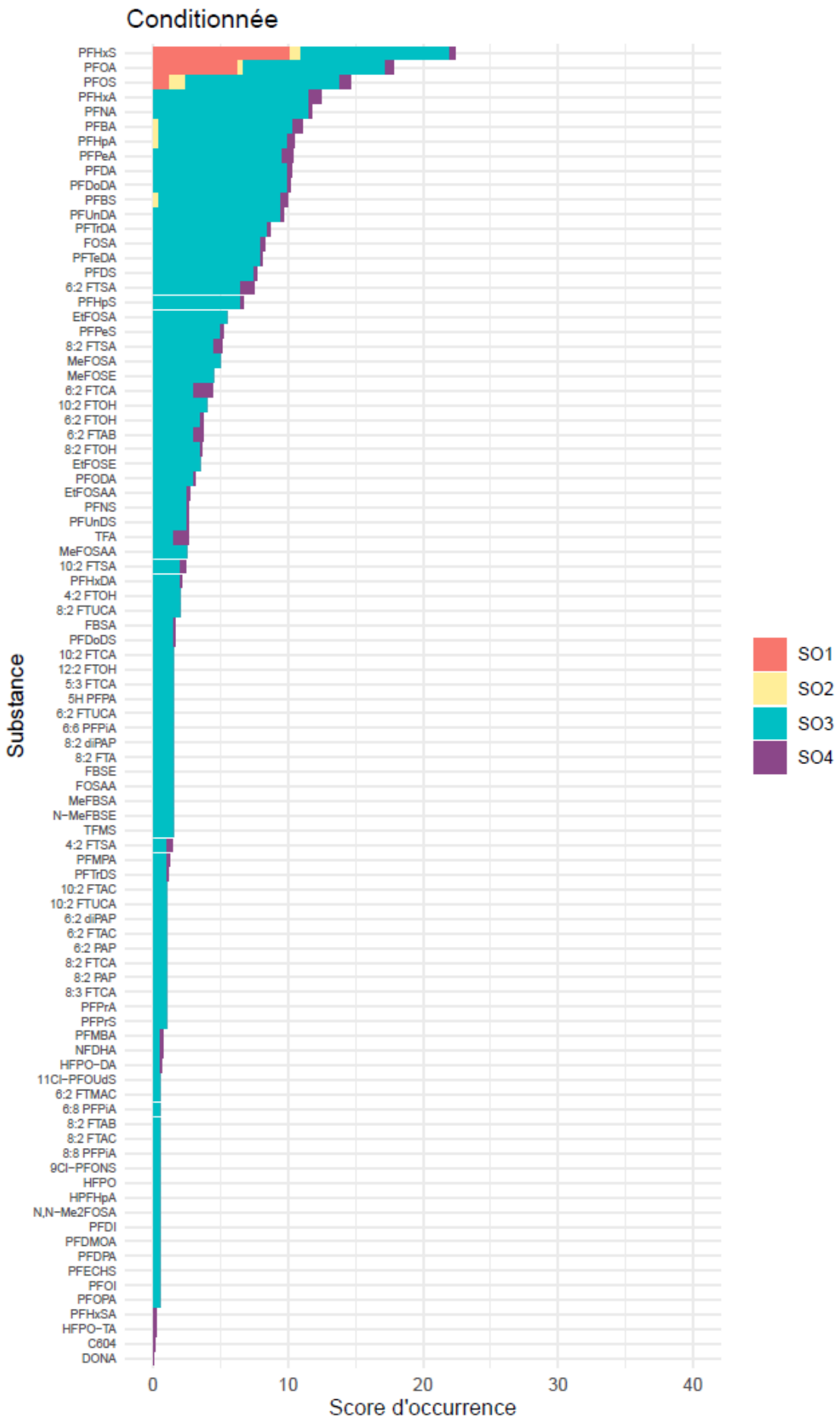

MER
PFHxA
PFOS
PFNA
PFHxS
PFOA
PFBA
PFPeA
PFDA
PFDoDA
PFHpA
PFUnDA
PFBS
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFDS
6:2 FTSA
PFHpS
EtFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTOH
6:2 FTAB
8:2 FTOH
EtFOSE
PFODA
EtFOSAA
PFNS
PFUnDS
TFA
MeFOSAA
10:2 FTSA
PFHxDA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
PFDoDS
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 FTA
FBSE
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 FTCA
8:2 PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
HFPO−DA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
Substance
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4


MER Biote
Substance
PFOS
PFNA
PFTrDA
PFUnDA
PFDA
PFDoDA
PFTeDA
FOSA
PFOA
PFHxS
PFHpA
PFHxA
PFBS
PFDS
PFBA
PFPeA
PFHpS
MeFOSAA
EtFOSAA
6:2 FTSA
EtFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTOH
6:2 FTAB
8:2 FTOH
EtFOSE
PFODA
PFNS
PFUnDS
TFA
PFHxDA
10:2 FTSA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
PFDoDS
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSE
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 FTCA
8:2 PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
HFPO−DA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4


MER Sed
Substance
PFOS
PFOA
PFNA
PFDA
PFHxS
PFUnDA
PFHpA
PFDoDA
PFHxA
PFTrDA
PFPeA
PFBA
PFTeDA
PFBS
6:2 FTSA
PFHpS
FOSA
PFDS
PFPeS
8:2 FTSA
EtFOSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
6:2 FTAB
8:2 FTOH
6:2 FTOH
10:2 FTOH
EtFOSE
EtFOSAA
PFODA
PFNS
PFUnDS
TFA
MeFOSAA
10:2 FTSA
PFHxDA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
PFDoDS
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSE
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 FTCA
8:2 PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
HFPO−DA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4


Ressources
Substance
PFHxA
PFPeA
PFHxS
PFBA
PFOA
PFOS
PFHpA
PFNA
6:2 FTSA
PFBS
PFDA
TFA
PFUnDA
PFHpS
PFDoDA
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFPeS
PFDS
EtFOSA
PFODA
8:2 FTSA
MeFOSA
6:2 FTCA
MeFOSE
10:2 FTOH
6:2 FTOH
6:2 FTAB
8:2 FTOH
EtFOSE
5H PFPA
EtFOSAA
PFNS
PFUnDS
MeFOSAA
10:2 FTSA
8:2 FTUCA
PFHxDA
4:2 FTOH
PFPrA
FBSA
6:6 PFPiA
TFMS
PFDoDS
8:2 diPAP
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
6:2 FTUCA
8:2 FTA
FBSE
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
4:2 FTSA
PFPrS
PFMPA
8:3 FTCA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 FTCA
8:2 PAP
PFMBA
NFDHA
HPFHpA
HFPO−DA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4


Distribuée
Substance
PFHxA
PFPeA
PFNA
PFOA
PFBA
PFHpA
PFHxS
PFOS
PFBS
PFDA
TFA
PFDoDA
6:2 FTSA
5H PFPA
PFUnDA
PFHpS
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFDS
PFPeS
EtFOSA
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTAB
6:2 FTOH
8:2 FTOH
EtFOSE
PFODA
EtFOSAA
PFNS
PFUnDS
MeFOSAA
10:2 FTSA
TFMS
PFHxDA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
PFDoDS
6:2 FTUCA
FOSAA
4:2 FTSA
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSE
MeFBSA
N−MeFBSE
PFMPA
8:3 FTCA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 FTCA
8:2 PAP
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
PFDMOA
HFPO−DA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4


Conditionnée
Substance
PFHxS
PFOA
PFOS
PFHxA
PFNA
PFBA
PFHpA
PFPeA
PFDA
PFDoDA
PFBS
PFUnDA
PFTrDA
FOSA
PFTeDA
PFDS
6:2 FTSA
PFHpS
EtFOSA
PFPeS
8:2 FTSA
MeFOSA
MeFOSE
6:2 FTCA
10:2 FTOH
6:2 FTOH
6:2 FTAB
8:2 FTOH
EtFOSE
PFODA
EtFOSAA
PFNS
PFUnDS
TFA
MeFOSAA
10:2 FTSA
PFHxDA
4:2 FTOH
8:2 FTUCA
FBSA
PFDoDS
10:2 FTCA
12:2 FTOH
5:3 FTCA
5H PFPA
6:2 FTUCA
6:6 PFPiA
8:2 diPAP
8:2 FTA
FBSE
FOSAA
MeFBSA
N−MeFBSE
TFMS
4:2 FTSA
PFMPA
PFTrDS
10:2 FTAC
10:2 FTUCA
6:2 diPAP
6:2 FTAC
6:2 PAP
8:2 FTCA
8:2 PAP
8:3 FTCA
PFPrA
PFPrS
PFMBA
NFDHA
HFPO−DA
11Cl−PFOUdS
6:2 FTMAC
6:8 PFPiA
8:2 FTAB
8:2 FTAC
8:8 PFPiA
9Cl−PFONS
HFPO
HPFHpA
N,N−Me2FOSA
PFDI
PFDMOA
PFDPA
PFECHS
PFOI
PFOPA
PFHxSA
HFPO−TA
C604
DONA
0
10
20
30
40
Score d'occurrence
SO1
SO2
SO3
SO4

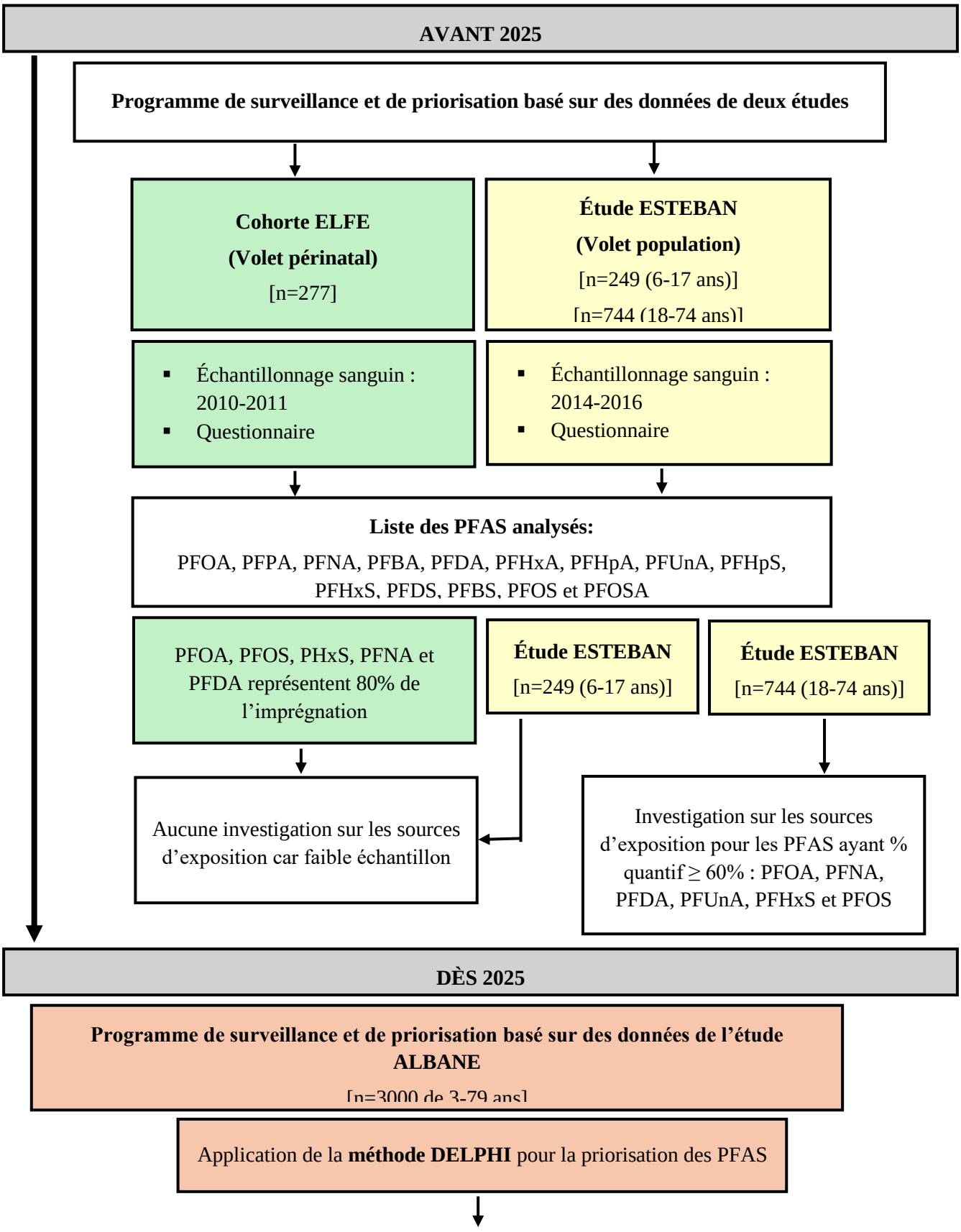
Annexe 5 : Table des substances compilée par le GT PFAS

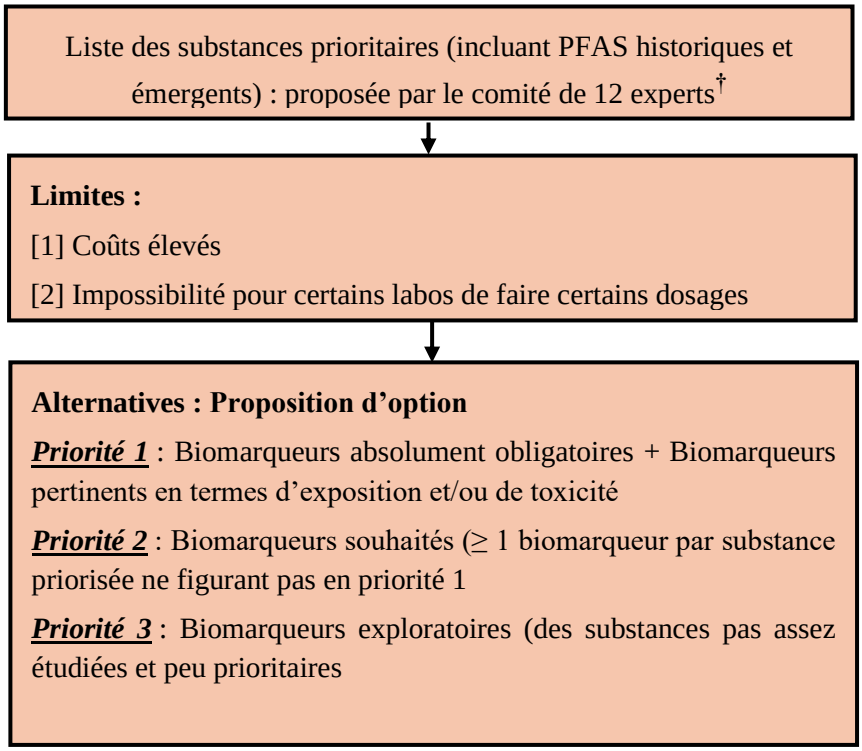
Fichier disponible sur le site internet de l'Anses :

https://www.anses.fr/system/files/annexe5-table-substances.xlsx

Annexe 6 : Méthode de priorisation des PFAS définie par Santé publique France

Méthode de priorisation des PFAS définie par Santé publique France dans le cadre du programme national de biosurveillance





	Liste des PFAS priorisés
Priorité 1	PFOS (linéaire + ramifié), PFOA (linéaire + ramifié), PFHXs, PFNA, PFBS,PFHpS, PFDA, PFUnDA, 6:2 FTSA, MeFOSAA
Priorité 2	PFBA, PFPeS, PFTrDA, PFDS, PFTeDA, PFHxA, PFHpA, PFHxDA, PFODA, HFPO-DA,PFPeA, PFDoDA, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, C6O4, EtPFOSA-AcOH, n-MePFOSA-AcOH, PFNS, PFDoDS
Priorité 3	EtFOSAA, 4:2 FTSA, 8:2 FTSA, 9CL-PF3ONS, Adona, GenX

†*Un premier groupe d'experts (mis en place en 2009-2010) a œuvré pour identifier les contaminants pertinents. Ladite pertinence s'appuyait sur les questions suivantes :*

- *Est-il pratiquement possible de faire une biosurveillance de ce contaminant ? (Réponse basée sur les expériences en France et à l'international)*
- *Ce contaminant est-il pertinent en termes de santé publique (Réponse basée sur ses données de toxicité : potentiel carcinogène ? perturbateur endocrinien ? etc.)*
- *Y a-t-il une régulation déjà existante sur ce contaminant (limites des niveaux d'exposition dans l'air et dans l'eau) à l'échelle européenne ou mondiale ?*

***Conclusion** : Une liste de départ de **plus de 100 contaminants jugés pertinents** a été arrêtée. Avec l'aide du Conseil Scientifique du Programme Français de Biosurveillance (13 membres), cette large liste a été **catégorisée en 51 groupes de biomarqueurs d'exposition** (catégorisation basée sur les propriétés chimiques, le potentiel d'occurrence, le potentiel de toxicité, et les techniques analytiques).*

Annexe 7 : Liste des substances dont le score de toxicité total (ST total) est inférieur ou égal à 20

Composé	ST1	ST2	ST3	ST4	ST total
PFEtS	1	1	1	1	4
PFCyHxA	1	1	1	1	4
Cl-PFECA	1	1	1	1	4
2-ClPFPECA 1,1	1	1	1	1	4
FDSA	1	1	1	1	4
7:2sFTOH	1	1	1	1	4
10:2FTOAc	1	1	1	1	4
5:3 FTB	1	1	1	1	4
5:1:2 FTB	1	1	1	1	4
N-TAmP-FHxSA	1	1	1	1	4
Cl-PFHxPA	1	1	1	1	4
1:3 FTOH	1	1	1	1	4
13H 12:1 FTOH	1	1	1	1	4
6:2 FtSaAM	1	1	1	1	4
PFOANO	1	1	1	1	4
PFOAAmS	1	1	1	1	4
8:2 FTA	1	1	1	1	4
AEC-1N	1	1	1	1	4
8:2/8:2 Fluorotelomer Ether	1	1	1	1	4
8:2/10:2 Fluorotelomer Ether	1	1	1	1	4
Dechloro dihydroxy difluoro ethylcloprostenolamide	1	1	1	1	4
4x3 PFECA	1	1	1	1	4
C22-PFCA	1	1	1	1	4
PFUnDS	2	1	1	1	5
PFTrDS	2	1	1	1	5
2-ClPFPECA 0,1	2	1	1	1	5
8:2 FTUCA	2	1	1	1	5
GlycN-ac	2	1	1	1	5
HFC-43-10mee	2	1	1	1	5
11C Mi	2	1	1	1	5
NVHOS	2	1	1	1	5
6:2/6:2 Fluorotelomer Ether	2	1	1	1	5
6:2/8:2 Fluorotelomer Ether	2	1	1	1	5
34-PFECA	2	1	1	1	5
Perfluorononyl dimethicone	2	1	1	1	5
Polyperfluoromethylisopropyl ether	2	1	1	1	5
Tetradecyl aminobutyroylvalylaminobutyric urea trifluoroacetate	2	1	1	1	5
Trifluoroacetyl tripeptide-2	2	1	1	1	5
Me-PFOS	2	1	1	8	12
Et-PFOS	2	1	1	8	12

Composé	ST1	ST2	ST3	ST4	ST total
PFPrA	1	1	1	16	19
PFPeDA	1	1	1	16	19
TFMS	1	1	1	16	19
PFPrS	1	1	1	16	19
HFPO-TA	1	1	1	16	19
C6O4	1	1	1	16	19
PFMPA	1	1	1	16	19
NFDHA	1	1	1	16	19
PFO2HxA	1	1	1	16	19
PFO3OA	1	1	1	16	19
PFO4DA	1	1	1	16	19
PFEESA	1	1	1	16	19
FBSA	1	1	1	16	19
FHxSA	1	1	1	16	19
MeFOSA	1	1	1	16	19
MeFOSE	1	1	1	16	19
EtFOSE	1	1	1	16	19
FOSAA	1	1	1	16	19
8:2 FTSA	1	1	1	16	19
10:2 FTSA	1	1	1	16	19
12:2 FTOH	1	1	1	16	19
3:3 FTCA	1	1	1	16	19
6:3 FTCA	1	1	1	16	19
8:3 FTCA	1	1	1	16	19
3:3 FTUCA	1	1	1	16	19
8:2 FTAC	1	1	1	16	19
10:2 FTAC	1	1	1	16	19
8:2 FTMAC	1	1	1	16	19
10:2 FTMAC	1	1	1	16	19
8:2FTOAc	1	1	1	16	19
PFDI	1	1	1	16	19
PFDoDI	1	1	1	16	19
4:2 FTI	1	1	1	16	19
6:2 FTI	1	1	1	16	19
8:2 FTI	1	1	1	16	19
10:2 FTI	1	1	1	16	19
6:2 FTAB	1	1	1	16	19
PFHxPA	1	1	1	16	19
PFOPA	1	1	1	16	19
6:6 PFPiA	1	1	1	16	19
4:2 PAP	1	1	1	16	19
6:2 TriPAP	1	1	1	16	19
SAmPAP	1	1	1	16	19
diSAmPAP	1	1	1	16	19
PFTPA	1	1	1	16	19

Composé	ST1	ST2	ST3	ST4	ST total
PFTBA	1	1	1	16	19
MeFBSAA	1	1	1	16	19
N,N-Me2FOSA	1	1	1	16	19
N-MeFBSE	1	1	1	16	19
HPFHpA	1	1	1	16	19
5H PFPA	1	1	1	16	19
11H PFUndA	1	1	1	16	19
HFPO-DA methyl ester	1	1	1	16	19
2:1 FTOH	1	1	1	16	19
1:2 FTOH	1	1	1	16	19
3:1 FTOH	1	1	1	16	19
5H 4:1 FTOH	1	1	1	16	19
5:1 FTOH	1	1	1	16	19
7H 6:1 FTOH	1	1	1	16	19
6:1 FTOH	1	1	1	16	19
8H 7:1 FTOH	1	1	1	16	19
7:1 FTOH	1	1	1	16	19
7Me 6:1 FTOH	1	1	1	16	19
9H 8:1 FTOH	1	1	1	16	19
8:1 FTOH	1	1	1	16	19
9:1 FTOH	1	1	1	16	19
3,7-DiMe 7:1 FTOH	1	1	1	16	19
9Me 8:2 FTOH	1	1	1	16	19
11H 10:1 FTOH	1	1	1	16	19
10:1 FTOH	1	1	1	16	19
13:1 FTOH	1	1	1	16	19
15:1 FTOH	1	1	1	16	19
17:1 FTOH	1	1	1	16	19
Allylic 3:3 FTOH	1	1	1	16	19
Allylic 6:3 FTOH	1	1	1	16	19
8:2 FTAB	1	1	1	16	19
PFPA	1	1	1	16	19
POSF	1	1	1	16	19
PFOSNO	1	1	1	16	19
PFOSAmS	1	1	1	16	19
PFOSAm	1	1	1	16	19
10:2 FTAB	1	1	1	16	19
12:2 FTI	1	1	1	16	19
TFMB	1	1	1	16	19
HCFC-1233z	1	1	1	16	19
HFC-365MFC	1	1	1	16	19
TfOH	1	1	1	16	19
Tetradecaf	1	1	1	16	19
USAFMA-16	1	1	1	16	19
alpha,alpha,alpha-Trif	1	1	1	16	19

Composé	ST1	ST2	ST3	ST4	ST total
HFO-1234ze	1	1	1	16	19
HFP	1	1	1	16	19
HFPO	1	1	1	16	19
C4F6	1	1	1	16	19
PFDMOA	1	1	1	16	19
FBSE	1	1	1	16	19
UPFOS	1	1	1	16	19
4:2 FTMA	1	1	1	16	19
PFDE	1	1	1	16	19
PFOF	1	1	1	16	19
PEPA	1	1	1	16	19
EtFOSAC	1	1	1	16	19
Perfluornonenoxybenzenesulfonic acid	1	1	1	16	19
N,N,N,-Triethylethanaminium 1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulfonate	1	1	1	16	19
Nonafluorobutanesulfonyl fluoride	1	1	1	16	19
Ethyl perfluoroisobutyl ether	1	1	1	16	19
Methyl perfluorobutyl ether	1	1	1	16	19
Methyl perfluoroisobutyl ether	1	1	1	16	19
Octafluoropentyl methacrylate	1	1	1	16	19
Pentafluoropropane	1	1	1	16	19
Perfluorodecalin	1	1	1	16	19
PFNDA;C19-PFCA	1	1	1	16	19
PF37DMOA	1	1	1	16	19
HFC-245fa	1	1	1	16	19
Perfluorodimethylcyclohexane	1	1	1	16	19
Perfluorohexane	1	1	1	16	19
Perfluoroperhydrophenanthrene	1	1	1	16	19
TFA	16	1	1	1	19
PFHxDA	2	1	1	16	20
PFODA	2	1	1	16	20
PFPeS	2	1	1	16	20
PFNS	2	1	1	16	20
PFDoDS	2	1	1	16	20
HFPO-DA	2	1	1	16	20
DONA	2	1	1	16	20
EEA	2	1	1	16	20
PFMBA	2	1	1	16	20
PFMOAA	2	1	1	16	20
PFECH	2	1	1	16	20
9Cl-PFONS	2	1	1	16	20
11Cl-PFOUdS	2	1	1	16	20
FHpSA	2	1	1	16	20
MeFOSAA	2	1	1	16	20
EtFOSAA	2	1	1	16	20

Composé	ST1	ST2	ST3	ST4	ST total
4:2 FTSA	2	1	1	16	20
5:2sFTOH	2	1	1	16	20
10:2 FTOH	2	1	1	16	20
14:2 FTOH	2	1	1	16	20
6:2 FTCA	2	1	1	16	20
8:2 FTCA	2	1	1	16	20
10:2 FTCA	2	1	1	16	20
5:3 FTCA	2	1	1	16	20
7:3 FTCA	2	1	1	16	20
6:2 FTUCA	2	1	1	16	20
10:2 FTUCA	2	1	1	16	20
DPOSA	2	1	1	16	20
N-AP-FHxSA	2	1	1	16	20
PFDPA	2	1	1	16	20
6:8 PFPiA	2	1	1	16	20
8:8 PFPiA	2	1	1	16	20
6:2PAP	2	1	1	16	20
10:2 PAP	2	1	1	16	20
12:2 PAP	2	1	1	16	20
6:2 diPAP	2	1	1	16	20
6:2/8:2 diPAP	2	1	1	16	20
12:2 diPAP	2	1	1	16	20
MeFBSA	2	1	1	16	20
9H PFNA	2	1	1	16	20
2:2 FTOH	2	1	1	16	20
3:3 FTOH	2	1	1	16	20
6:3 FTOH	2	1	1	16	20
1:8:1 FTdiOH	2	1	1	16	20
PFOSi	2	1	1	16	20
PFOAB	2	1	1	16	20
PFOSB	2	1	1	16	20
LiTFSI	2	1	1	16	20
HFC-1336MZ	2	1	1	16	20
Per2Met3Pe	2	1	1	16	20
2,3-d-5Tfl	2	1	1	16	20
C4F8	2	1	1	16	20
N-MeFHxSA	2	1	1	16	20
MeFHxSE	2	1	1	16	20
16:2 FTOH	2	1	1	16	20
PFHpDA	2	1	1	16	20
C20 PFCA	2	1	1	16	20
Perfluorooctyl Triethoxysilane	2	1	1	16	20

Annexe 8 : Résultats de la catégorisation et recommandations associées tous compartiments confondus

Fichier disponible sur le site internet de l'Anses :

https://www.anses.fr/system/files/annexe8-resultats-categorisation-recommandations-tous-compartiments.xlsx

Annexe 9 : Liste des PFSA et PFCA avec longueur de chaine correspondante

Tableau 37 : Liste des PFSA C4 à C14 et PFCA C4 à C12, analysables simultanément, associés à leur longueur de chaîne

Substance	Type	Longueur de chaîne
PFBA	PFCA	C4
PFPeA		C5
PFHxA		C6
PFHpA		C7
PFOA		C8
PFNA		C9
PFDA		C10
PFUnDA		C11
PFDoDA		C12
PFTrDA		C13
PFTeDA		C14
PFPeDA		C15
PFHxDA		C16
PFHpDA		C17
PFODA		C18
PFBS	PFSA	C4
PFPeS		C5
PFHxS		C6
PFHpS		C7
PFOS		C8
PFNS		C9
PFDS		C10
PFUnS		C11
PFDoDS		C12
PFTrDS		C13
PFTeDS		C14

Annexe 10 : Liste des PFAS recommandés pour une surveillance localisée des sources et milieux connexes

Tableau 38 : Liste des PFAS à surveiller dans les sources, classée selon le ST

ST≤5	5<ST<19	ST≥19
PFUnDS	Et-PFOS	PFDoDS
PFTrDS	Me-PFOS	PFNS
PFDS	Per2Met3Pe	1:8:1 FTdiOH
PFDoDS		10:2 diPAP
4x3 PFECA		10:2 FTCA
7:2sFTOH		10:2 FTSA
8:2 FTUCA		10:2 FTUCA
C22-PFCA		10:2 PAP
N-TAmP-FHxSA		11Cl-PFOUdS
		11H PFUndA
		12:2 diPAP
		12:2 PAP
		14:2 FTOH
		16:2 FTOH
		2,3-d-5Tfl
		2:2 FTOH
		3:3 FTOH
		4:2 FTSA
		5:2sFTOH
		5:3 FTCA
		5H PFPA
		6:2 diPAP
		6:2 FTAB
		6:2 FTMAC
		6:2 FTUCA
		6:2/8:2 diPAP
		6:2PAP
		6:3 FTOH
		6:6 PFPiA
		6:8 PFPiA
		7:3 FTCA
		8:2 diPAP
		8:2 FTCA
		8:2 FTSA
		8:2 TriPAP
		8:2PAP
		8:3 FTCA
		8:8 PFPiA

ST≤5	5<ST<19	ST≥19
		9Cl-PFONS
		9H PFNA
		C20 PFCA
		C4F8
		C604
		diSAmPAP
		DONA
		DPOSA
		EEA
		EtFOSAA
		FBSA
		FHpSA
		FOSAA
		HFC-1336MZ
		HFC-134a
		HFPO-DA
		HFPO-TA
		LiTFSI
		MeFHxSE
		MeFOSAA
		N,N,N,-Triethylethanaminium 1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulfonate
		N,N-Me2FOSA
		N-AP-FHxSA
		NFDHA
		N-MeFHxSA
		Pentafluoropropane
		Per2Met3Pe
		Perfluorodecalin
		Perfluorooctyl Triethoxysilane
		PFDPA
		PFECH
		PFHpDA
		PFHxDA
		PFHxI
		PFHxSA
		PFMBA
		PFMOAA
		PFMPA
		PFOAB
		PFODA
		PFOI
		PFOSB
		PFOSi

ST≤5	5<ST<19	ST≥19
		PFPrA
		PFPrS
		PFTPA
		TFA
		TFMB
		TFMS
		10:2 FTAC
		10:2 FTOH
		12:2 FTOH
		4:2 FTOH
		6:2 FTAC
		6:2 FTOH
		8:2 FTOH
		MeFBSA
		N-MeFBSE
		PFTrDA
		PFTeDA
		PFUnDS
		PFBS
		PFPeS
		PFHxS
		PFHpS
		11C Mi
		34-PFECA
		6:2 FTCA
		6:2 FTSA
		Et-PFOS
		GlycN-ac
		HFC-43-10mee
		PFTrDS
		Trifluoroacetyl tripeptide-2
		PFBA
		PFPeA
		PFHpA
		PFDS
		10:2 FTMAC
		3:3 FTCA
		4:2 PAP
		8:2 FTAC
		8:2 FTMAC
		HPFHpA
		Perfluornonenoxybenzenesulfonic acid
		PF37DMOA

ST≤5	5<ST<19	ST≥19
		PFDMOA
		PFHxPA
		PFNDA;C19-PFCA
		PFOPA
		PFPA
		PFPeDA
		UPFOS
		EtFOSE
		MeFOSA
		PFOS
		PFNA
		PFOA
		PFDA
		PFHxA
		PFUnDA
		PFDoDA
		FOSA
		EtFOSA
		MeFOSE
		10:2 FTI
		12:2 FTI
		4:2 FTI
		6:2 FTI
		6:2 PAP
		8:2 FTAB
		8:2 FTI
		8:2 PAP
		FBSE
		HFC-245fa
		HFPO
		MeFBSAA
		PFDI
		PFDoDI
		PFECHS
		PFEESA
		POSF
		GenX

Annexe 11 : Liste des PFAS pour lesquels la recherche d'informations sur la toxicité n'a pas été réalisée

Substance
2-ClPFPECA 1,2
2-ClPFPECA 0,4
2-ClPFPECA 0,3
2-ClPFPECA 0,2
1H,1H,2H-Perfluorocyclopentane
Perfluoroperhydrophenanthrene
Perfluorononylethyl carboxydecyl lauryl dimethicone
C25-PFCA
C24-PFCA
C23-PFCA
C21-PFCA
Cl-PFOS
4:2 FTAC
Trifluoropropyldimethyl/trimethylsiloxysilicate
Polyperfluoroisopropyl ether
Polyperfluoroethoxymethoxy difluoroethyl PEG phosphate
Perfluorononylethyl carboxydecyl PEG-10 dimethicone
10:2/10:2 Fluorotelomer Ether
8:2/8:2 diPAP
6:2/6:2 diPAP
4:2/6:2 diPAP
4:2/4:2 diPAP
TOF
11Cl Mi
Sulfoxaflo
oxathiapip
Penthiopyr
Pyroxsul
Penoxsulam
IsoFlo
4TFMAN
Ethalflura
3-Aminoben
3,4-Dichlo
4-Chlorotr
3-Chlorotr
2Cl3FMeBz
Picoxystro
Haloxyfop

Substance
Fipronil
Oxyflfene
Thiafluami
Diflufenic
Tetraconaz
Triflural
Benflural
Br-PFOA
12:2 FTB
Br-PFOS
EOF
Cl-PFOPA
TF
P35DMHxS
P55DMHxS
4:2 FTCA
P3MHpS
P5MHpS
P6MHpS
P4MHpS
P1MHpS
E-4:2 FTUCA
FE-E3
Z-4:2 FTUCA
(Z)-2H-Perfluoro-2-hexenoic acid
ipPFNS
Perfluoro-7-methyloctane sulfonic acid
6:2 FTBnOH
P44DMHxA
P55DMHxA
4:4 FTOH
P45DMHxA
P355TMHxA
PFUnD
P35DMHxA
Perfluoro-3,5-dimethylhexanoic acid
P4MHpA
P5MHpA
EtFHxSA
P6MHpA
P3MHpA
ipPFNA

Substance
Perfluoro-7-methyloctanoic acid
2,2-Difluoroethyl triflate
PFDoD
Perfluorododecane
2,2,3,3-Tetrafluoropropyl acrylate
P37DMOA
Perfluoro-3,7-dimethyloctanoic acid
Ethyl pentafluoropropionyl acetate
(Heptafluorobutanoyl)pivaloylmethane
6:6 PFPi
Bis(perfluorohexyl)phosphinic acid
Perfluoro-1-octanol
3-(Perfluorooctyl)propanol
FE-E4
1,1,1,2,4,4,5,7,7,8,10,10,11,13,13,14,14,15,15,15-Eicosafluoro-5,8,11-tris(trifluoromethyl)-3,6,9,12-tetraoxapentadecan 5,8,11-tris(trifluoromethyl)-3,6,9,12-tetraoxapentadecane
1H,1H,2H,2H-Perfluorohexyl acrylate
N-Methyl-N-trimethylsilylheptafluorobutyramide
6:1 FTI-7H
1H,1H,7H-Perfluoroheptyl iodide
Heptafluorobutyl iodide
tris(Trifluoroethoxy)methane
2,2,3,3,4,4,4-Heptafluorobutyl methacrylate
3H,3H-Perfluoro-2,4-hexanedione
FE-E5
1,1,1,2,4,4,5,7,7,8,10,10,11,13,13,14,16,16,17,17,18,18,18-Tricosafluoro-5,8,11,14-tetrakis(trifluoromethyl)-3,6,9,12,15- pentaoxaoctadecane Tricosafluoro-5,8,11,14-tetrakis(trifluoromethyl)-3,6,9,12,15- pentaoxaoctadecane
1H,1H,9H-Perfluorononyl acrylate
3-(Perfluorohexyl)-1,2-epoxypropane
1H,1H-Perfluoro-3,6,9-trioxadecan-1-ol
Perfluorobutanal
1-Iodo-1H,1H,2H,2H-perfluoroheptane
(Perfluoro-5-methylhexyl)ethyl 2-methylprop-2-enoate
2,2,2-Trifluoroethyl perfluorobutanesulfonate
Hexafluoroglutaryl chloride
Dimethoxymethyl((perfluorohexyl)ethyl)silane
5H-Octafluoropentanoyl fluoride
8:10 PFPiA
APFIPE
Allyl perfluoroisopropyl ether
1H,1H-Perfluorooctyl acrylate

Substance
PFBI
Perfluorobutyl iodide
4:2 FTO
1,8-DHPFO
1,8-DIPFO
AFOE
Allyl 1H,1H-perfluorooctyl ether
6:12 PFPiA
1,8-DVPFO
1,8-Divinylperfluorooctane
Octafluorobutan-1-one
Dichloromethyl((perfluorohexyl)ethyl)silane
Perfluorocyclohexanecarbonyl fluoride
Trichloro((perfluorohexyl)ethyl)silane
PFOSt
6:2 FTO
FE-E1-I
1-(Heptafluoropropoxy)-1,2,2,2-tetrafluoro-1-iodoethane
6:10 PFPiA
Perfluoroheptyl iodide
Perfluoro-1-octanesulfonyl chloride
1-(Perfluorohexyl)octane
1-Bromopentadecafluoroheptane
10:2 FTO
PFHp
PFO
Perfluorooctane
3H-Perfluoro-2,2,4,4-tetrahydroxypentane
2,2,3,3,4,4-hexafluoropentane-1,5-diol
1H,1H,8H,8H-Perfluorooctane-1,8-diol
1H,1H,8H,8H-Perfluoro-3,6-dioxaoctane-1,8-diol
PFN
NFHp-1,2-diol
EtFBSE
N-Ethyl perfluorobutane sulfonamidoethanol
EtFHxSE
EtFBSA
N-Ethyl perfluorobutane sulfonamide
P44DMHxS
P45DMHxS
Perfluoro-4,5-dimethylhexane sulfonic acid
PFD

Substance
PFHxSF
Perfluorohexanesulfonyl fluoride

Annexe 12 : Suivi des actualisations du rapport

Date	Pages	Description de la modification
Septembre 2025		Version initiale
Octobre 2025	107-108	Remplacement de la phrase relative au PFUnDS en page 107/108 par : « Ceci est également le cas du PFUnDS qui, du fait de ses scores très faibles, est proposé en surveillance localisée voire sans préconisation de surveillance s'il n'est retrouvé dans aucune source de contamination (SO4=0). » et déplacement en page 107.
	109	Correction apportée au Tableau 22 sur la liste des substances à surveiller dans les poissons et produits de la mer
	110	Correction apportée à la liste des substances à surveiller dans le lait maternel
	133, 134, 136, 137, 139, 143	Corrections apportées dans le texte
	142	Correction de forme apportée au Tableau 25
	146	Corrections apportées au Tableau 27 sur la liste des substances à surveiller
	148	Correction apportée à la liste des substances à surveiller dans le lait maternel



AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE
de l'alimentation, de l'environnement et du travail

14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr

ISBN 979-10-286-0573-5 - Dépôt légal : octobre 2025 - © Anses Éditions - CC BY-NC-ND