

État des lieux et problématique des PFAS dans la gestion des déchets

Accompagnement des travaux du groupe de travail
« PFAS dans les déchets » de l'Astee



Assistant maître d'ouvrage :



Ces travaux ont bénéficié du soutien de :





L'association des professionnels
de l'eau et des déchets

L'Astee, est l'association des professionnels de l'eau et des déchets. Créée en 1905, elle est reconnue d'utilité publique depuis 1918. Historique, l'Astee est un acteur technique et scientifique de référence dans le domaine de l'eau et des déchets en France. Nationale mais également ancrée dans les territoires grâce à 12 sections territoriales, elle est constituée de plus de 4 000 membres, personnes morales et physiques, professionnels de l'eau (eau potable, assainissement, gestion écologique des ressources en eaux et des milieux aquatiques), des déchets (OMr) et de la propreté urbaine. L'Astee édite la revue TSM depuis 1906. La construction du consensus scientifique et technique est au cœur de sa mission. Carrefour de réflexions, de rencontres, d'échanges et d'informations, l'Astee a pour vocation la mutualisation des connaissances, des pratiques et des savoir-faire, afin d'en faciliter l'accès au bénéfice de chacun. Elle produit et diffuse de l'information technique de référence, notamment sous forme de guides, chartes, résumés pour décideurs, etc. afin d'alimenter la réflexion des parties prenantes engagées dans la gestion de ces services essentiels.

L'Astee organise également des événements pour favoriser le partage de connaissances et d'expériences, faciliter la mise en commun d'innovations et ainsi inciter la recherche de solutions collectives. Ces productions et événements ont pour objectif de servir de modèle à des déploiements dans d'autres contextes ou encore à contribuer à l'élaboration de solutions innovantes, grâce à la Recherche, et ainsi améliorer la performance des services publics d'eau, d'assainissement et des déchets dans un contexte de nécessaire adaptation au changement climatique. Ouverte à l'ensemble des acteurs publics et privés, l'Astee promeut des solutions concrètes au bénéfice de l'adaptation au changement climatique des services publics de l'environnement (eau, déchets, propreté...) dans le but d'élaborer des doctrines collectives sur les meilleures pratiques, d'accompagner les innovations, de partager des retours d'expérience et de mutualiser les compétences, au bénéfice de la performance. Elle est également sollicitée pour consolider des avis ou des recommandations aux pouvoirs publics. L'Astee est aussi le correspondant de grandes organisations internationales (IWA, ISWA, CEOCOR) et européennes (EWA) spécialisées également dans l'Eau et les Déchets, et travaille en partenariat avec le Partenariat Français pour l'Eau (PFE) et le Partenariat Français pour les Déchets (PFD), afin de porter à l'international l'état de l'art scientifique et technique dans ces secteurs.

Ce document est édité par l'Astee.

Astee

12, rue de l'Industrie – CS 30152 92416
Courbevoie Cedex

ISBN : 978-2-490604-25-8 9782490604258

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal.

Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document diffusé par l'ADEME a été réalisé à l'initiative de son/ses auteur(s) ; il a reçu un soutien financier de l'ADEME mais n'engage pas l'ADEME. Son contenu (ou les données qu'il contient) n'engage que la seule responsabilité de son/ses auteurs et ne représente pas la position de l'ADEME.

ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01
Numéro de contrat : 25DMD0001

REMERCIEMENTS

Merci à Claire BARA et Sophie CISSOKHO (Syctom) pour l'animation du groupe de travail.

Merci à Adèle LEGROS, Julie SAVIGNAC pour la rédaction du présent rapport, et à Frédéric DEGOUVE DE NUNCQUES (Antea Group) pour son approbation.

Merci à Marine BRUNIER (Astée) pour la coordination des travaux.

Merci aux membres du groupe de travail pour leur implication active et aux relecteurs internes et externes à ce dernier.

MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL :

AMBERT Valentine – FNADE
AUBRON Thomas – Grand Lyon
BAILLET Émilie – DGPR
BALLOCHE Valentin – FNADE
BAPST Sandra – SMRA 68
BOHAIN Bertrand – CNR
CARON Stéphane – SMEDAR
COUFFIGNAL Bénédicte – Record
DELEPIERRE Léa – AMORCE
DENIS Benjamin – Séché
DESPLANQUES Sébastien – V2R
DUGESNET Stéphanie – Antea Group
DURU Stéphane – AMORCE
FAISQUES Patrick – Veolia
FOTSO Thibault – ATEE
GARDIE Camille – PAPREC
GERAULT Laurent – SIVERT

HERMANGE Yannick – Ginger
HUIN Arthur – Suez
KOSIOR Lionel – Suez
LAGOUTTE Sébastien – CNRS
LAMBRE Claude – Socor
LE MASLE Agnès – IFPEN
LEFAUCHEUR Charles-Elie – DESOTEC
LEGAY Clémence – Nantes Métropole
LIRON Maud – AFNOR
MARONNE Philippine – FNADE
REVALIER Agathe – Veolia
STOFFEL Anne-François – EUROFINS
TROMMSDORFF Corinne – PFD
VARLAMOFF Daniel – Socor
VAUCLIN Sophia – DGPR
VOLCOVCSHI Gabriel – FEDENE
WOLANIN Julie – Ineris

RELECTEURS EXTERNES :

AMIOT Nathalie – SYCTOM
PAILLET Loïs – AMORCE
PERRIER Noémie – ADEME
REN Virginie – Veolia
ROLLAND Thierry – ADEME



Table des matières

	Liste des abréviations	10
1.	Contexte et Enjeux	15
1.1.	PÉRIMÈTRE	15
1.2.	OBJECTIF	16
1.3.	MÉTHODOLOGIE	17
2.	Hypothèse de travail et limite de l'étude	18
3.	Réglementation appliquée aux PFAS dans les produits, les déchets et les émissions	19
3.1.	PÉRIMÈTRE	19
3.2.	ÉTAT DE L'ART	20
3.2.1.	Cadre et réglementation internationaux PFAS	20
3.2.2.	Cadre et Réglementation PFAS applicables aux produits	27
3.2.3.	Cadre et Réglementation PFAS applicables aux eaux résiduaires industrielles	35
3.2.4.	Cadre et Réglementation PFAS applicables à l'air : rejets atmosphériques et air ambiant	38
3.2.5.	Cadre et Réglementation PFAS applicables aux boues d'épuration et industrielles	41
3.2.6.	Cadre et Réglementation PFAS applicables aux sols	45
3.2.7.	Cadre et Réglementation PFAS applicables aux déchets	46
3.3.	SYNTHÈSE	47
4.	Alternatives de substitution	49
4.1.	DOCUMENTS LIÉS À LA RÈGLEMENTATION	49
4.2.	PROJET ZeroPM	49
4.3.	CHEMSEC PFAS GUIDE	51
4.4.	ÉTAT DES LIEUX DES USAGES PFAS ET ALTERNATIVES DOCUMENTÉES (INERIS, 2025)	51
3.5.	AUTRES	51
5.	Problématiques liées à l'analyse des PFAS	52
5.1.	APPROCHES CIBLÉES	53
5.1.1.	Analyse ciblée par LC-MS/MS	53
5.1.2.	Recherche des Précurseurs Oxydables Totaux (TOP ASSAY)	55

5.2.	APPROCHES NON CIBLÉES	56
5.2.1.	Fluor Organique Adsorbable (AOF) et Extractible (EOF)	56
5.2.2.	Fluor Organique Total (TOF)	56
5.2.3.	Criblage non ciblé (Screening)	57
5.3.	SYNTHÈSE	58
6.	Sources des PFAS dans les déchets	59
6.1.	GRILLE DE LECTURE	60
6.2.	DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS (DMA)	61
6.1.1.	Flux OMR en collecte traditionnelle	61
6.1.2.	Flux collectés séparément	63
6.1.3.	Flux collectés en déchèterie	72
6.3.	DÉCHETS D'ACTIVITÉS ÉCONOMIQUES ASSIMILÉS (DAE)	75
6.4.	BOUES D'ÉPURATION ET INDUSTRIELLES	75
6.5.	SYNTHÈSE	79
7.	Devenir des PFAS dans les filières de traitement des déchets	83
7.1.	TRI / REGROUPEMENT / RECYCLAGE	84
7.1.1.	Tri	84
7.1.2.	Collecte et regroupement	85
7.1.3.	Recyclage	85
7.2.	COMPOSTAGE	86
7.2.1.	Déchets entrants dans les plateformes de compostage & Contamination potentielle par les PFAS	88
7.2.2.	Mécanismes présents	89
7.2.3.	PFAS dans les produits, résidus et rejets des plateformes de compostage	91
7.2.4.	Synthèse	99
7.3.	MÉTHANISATION	101
7.3.1.	Déchets entrants dans les unités de méthanisation & Contamination potentielle par les PFAS	101
7.3.2.	Mécanismes présents	103
7.3.3.	PFAS dans les produits, résidus et rejets des unités de méthanisation	103
7.3.4.	Synthèse	105
7.4.	INCINÉRATION	107
7.4.1.	Unités de valorisation énergétique (UVE)	107
7.4.2.	Spécificités des autres types d'incinération	121

7.5.	STOCKAGE	125
7.5.1.	Installation de stockage de déchets inertes (ISDI)	125
7.5.2.	Installation de stockage de déchets dangereux (ISDD)	127
7.5.3.	Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND)	127
7.6.	CONTAMINATIONS PFAS PAR LES MATÉRIAUX CONSTRUCTIFS, LES RÉACTIFS, LES EAUX ET LES ÉQUIPEMENTS DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT	143
8.	Rejets de PFAS par la filière Déchets – Résultats des campagnes de mesure sur les rejets aqueux des ICPE-A en France (2023-2025)	145
8.1.	PÉRIMÈTRE	146
8.2.	FRÉQUENCE DE QUANTIFICATION	146
8.3.	CONCENTRATIONS	149
8.4.	EXPLOITATION PAR TYPE D'ACTIVITÉ DÉCHETS	154
9.	Conclusion	155
	Bibliographie	158

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : État des lieux de l'avancement de la réglementation étatique sur les produits de consommation aux États-Unis (septembre 2025) [36].....	30
Figure 2 : Seuils décisionnels pour PFOS+PFHxS et PFOA dans les biosolides et concentrations maximales admissibles de contaminants dans les sols (MASCC).....	43
Figure 3 : Synthèse visuelle de l'état de l'art de la réglementation et du cadre à date (05/2026).....	48
Figure 4 : Schéma illustratif des paramètres totaux et analyses des PFAS – Schéma adapté de Idowu et al. [90].....	53
Figure 5 : Principe de la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) [93].....	54
Figure 6 : Représentation schématique du principe de TOP ASSAY [89].....	55
Figure 7 : Niveaux d'identification par les méthodes ciblées et non ciblées [94].....	57
Figure 8 : Légende utilisée pour les cartographies de chaque filière de traitement étudiée.....	84
Figure 9 : Cartographie des flux principaux pour le compostage en plateforme.....	99
Figure 10 : Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les installations de compostage.....	100
Figure 11 : Cartographie des flux principaux pour la valorisation organique en méthanisation.....	105
Figure 12 : Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les installations de méthanisation.....	106
Figure 13 : Répartition des PFAS quantifiés obtenue lors de l'analyse sur les 7 UVE OMR étudiées par le SVDU en 2024-2025.....	117
Figure 14 : Cartographie des flux principaux pour l'incinération en UVE OMR.....	119
Figure 15 : Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les UVE OMR.....	120
Figure 16 : Cartographie des flux principaux pour l'enfouissement des déchets en ISDND.....	141
Figure 17 : Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les installations de stockage (ISDND).....	142
Figure 18 : Résultats de CMP en fonction du PFAS pour le secteur Déchets lors de la campagne de mesure liée à l'AM du 20/06/2023 – Source : INERIS.....	152
Figure 19 : Flux total de PFAS par secteur d'activité – Source : INERIS.....	153
Figure 20 : Classification des PFAS de l'ITRC selon Buck et al. (2011) [1].....	169

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Statut des PFAS dans la réglementation POP au niveau mondial et européen (mars 2026).....	22
Tableau 2 : Statut des PFAS dans la réglementation PIC au niveau mondial et européen (mars 2026)....	24
Tableau 3 : Liste des PFAS inscrits à l'annexe XVII du règlement REACH (mars 2026).....	25
Tableau 4 : Valeurs seuils pour le rejet du PFOA et PFOS dans les eaux par les industries et les stations d'épuration centralisées dans les zones industrielles pour la province du Sichuan.....	37
Tableau 5 : Rubriques ICPE sous le régime d'autorisation concernées par l'AM du 31/10/2024.....	39
Tableau 6 : Valeurs moyennes annuelles d'évaluation proposées de la concentration en PFAS dans l'air dans les Flandres.....	40
Tableau 7 : Valeurs seuils pour la gestion des boues pour les États du Maryland, de New York et du Michigan....	42
Tableau 8 : Fonctions des PFAS dans l'application Ustensile de cuisine grand public, catégorie Matériau de contact alimentaire.....	50
Tableau 9 : Alternatives des PFAS dans l'application Ustensile de cuisine grand public, catégorie Matériau de contact alimentaire.....	50
Tableau 10 : Avantages/Inconvénients de la méthode PFAS ciblés par LC-MS/MS.....	54
Tableau 11 : Avantages/Inconvénients de la méthode TOP ASSAY.....	55
Tableau 12 : Avantages/Inconvénients des méthodes AOF et EOF.....	56
Tableau 13 : Avantages/Inconvénients de la méthode TOF.....	57
Tableau 14 : Avantages/Inconvénients de la méthode de criblage non ciblé.....	58
Tableau 15 : Synthèse des méthodes d'analyses des PFAS pour les matrices Eau, Air et Solide.....	58
Tableau 16 : Catégorisation des déchets pour l'identification des sources de PFAS issue de la bibliographie.....	60
Tableau 17 : Données de concentration de PFAS quantifiés dans les déchets organiques issues de la bibliographie.....	65
Tableau 18 : Extrait de la bibliographie concernant les PFAS quantifiés dans les matériaux en contacts avec les denrées alimentaires compostables.....	66
Tableau 19 : Concentrations de la somme des PFAS lixiviables quantifiés dans les papiers et cartons recyclés issues de l'étude Liu et al. [104].....	67
Tableau 20 : Extrait de la bibliographie concernant les PFAS quantifiés dans les matériaux en contacts avec les denrées alimentaires.....	68
Tableau 21 : Concentrations de la somme des PFAS lixiviables quantifiés dans les plastiques issues de l'étude Liu et al. [104].....	69
Tableau 22 : Les 10 concentrations médianes en PFAS les plus élevées issues de la bibliographie pour les textiles rapportées dans la saisine de l'ANSES – triées par unité.....	71
Tableau 23 : Données issues de la bibliographie sur les types de PFAS quantifiés dans les boues et leurs concentrations.....	77–78
Tableau 24 : Sources de PFAS dans les déchets et données indicatives de concentrations et de flux....	80–82
Tableau 25 : Description des entrants sur les plateformes de compostage et de leur potentielle contamination par les PFAS.....	88
Tableau 26 : Données sur les PFAS dans le compost sortant de la plateforme issues de la bibliographie – Concentrations en µg/kg.....	92

Tableau 27 : Résultat d'analyse d'une compostière française (2024) sur des eaux de ruissellement / lixiviat – PFAS quantifiés uniquement.....	97
Tableau 28 : Description des entrants sur les unités de méthanisation et de leur potentielle contamination par les PFAS.....	102
Tableau 29 : Données sur les PFAS dans les flux sortants de l'installation issues de la bibliographie.....	104
Tableau 30 : Description des entrants sur les UVE et de leur potentielle contamination par les PFAS...	109
Tableau 31 : Données de la bibliographie concernant des concentration en PFAS (µg/kg) dans les mâchefers.....	112
Tableau 32 : Données de la bibliographie concernant des concentration en PFAS (µg/kg) dans les REF IOM.....	114
Tableau 33 : Données de la bibliographie concernant des concentrations en PFAS dans les fumées épurées.....	115
Tableau 34 : Valeurs de C min obtenues sur les 7 UVE OMR étudiées lors de la campagne menée par le SVDU (2024-2025).....	117
Tableau 35 : Données de la bibliographie concernant des concentration en PFAS (µg/L) dans les eaux de procédés traitées d'UVE OMR.....	118
Tableau 36 : Concentrations (µg/kg) des PFAS dans les flux sortants issues de l'étude suédoise de Björklund et al. [133] sur 1 unité de co-incinération des boues.....	121
Tableau 37 : Résultats > LQ pour la campagne de mesure réalisée dans le cadre de l'AM du 30/10/2024 sur 11 incinérateurs mutualisés de DD français (1 campagne par installation) (Source : DREAL).....	123
Tableau 38 : Résultats > LQ pour la campagne de mesure réalisée dans le cadre de l'AM du 30/10/2024 sur 4 cimenteries (1 campagne par installation) (Source : DREAL).....	125
Tableau 39 : Description des entrants sur les ISDND et de leur potentielle contamination par les PFAS...	129-130
Tableau 40 : Données bibliographiques de concentration en PFAS en µg/L dans les lixiviats d'installations de stockage de déchets non dangereux.....	133-134
Tableau 41 : Résultats des prélèvements effectués sur les lixiviats bruts de 15 ISDND (Source: OVIVE)	136-137
Tableau 42 : Données bibliographiques de concentration en PFAS en µg/L dans les effluents liquides...	138
Tableau 43 : Données bibliographiques de concentrations en PFAS dans le biogaz d'ISDND.....	139
Tableau 44 : Fréquences de quantification des PFAS recherchés pour le Secteur Déchets.....	147-148
Tableau 45 : Total des CMP quantifiées pour le secteur Déchets – Source : INERIS.....	150
Tableau 46 : Résultats de CMP en fonction du PFAS pour le secteur Déchets lors de la campagne de mesure liée à l'AM du 20/06/2023 – Source : INERIS.....	151

Table des annexes

Annexe I : Familles de PFAS	169
Annexe II : Règlementation PFAS applicable en France – mars 2026	170
Annexe III : Résultats des campagnes de mesure sur les rejets aqueux en France pour les ICPE-A Déchets – par type d'activité – exploitation Antea Group	171

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ADONA Acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque / 4,8-Dioxa-3H-perfluorononanoic acid

AFFF Aqueous Film-Forming Foam / Mousses filmogènes aqueuses

AICIS Industrial Chemicals and Industry Services Authority / Autorité des Produits Chimiques Industriels et des Services à l'Industrie

AmPr-FOSA Diméthylammoniopropyl perfluorooctane sulfonamide / Dimethylammoniopropyl perfluorooctane sulfonamide (anciennement PFOSAm)

AOF Adsorbable organic fluorine / Fluor Organique Adsorbable

APE Activité Principale Exercée

APFO Perfluorooctane d'ammonium / Ammonium perfluooctanoate

BREF Best Available Techniques Reference Document / Document de référence sur les meilleures techniques disponibles

BTP Bâtiment et Travaux Publics

CERCLA Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act / Loi américain sur la responsabilité environnementale globale, l'indemnisation et l'intervention

CIC Chromatographie Ionique par Combustion

CLP Classification, Labelling, Packaging / Classification, étiquetage et emballage de substances chimiques

CI-PFAES ou CI-PFESA Chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonate / Sulfonate d'Éther Polyfluoroalkylé Chloré

Cmax Concentration maximum

Cmédi Concentration médiane

Cmin Concentration minimum

Cmoy Concentration moyenne

CMP Concentration Moyenne Pondérée par le volume

CSR Combustibles Solides de Récupération

DAE Déchets des Activités Économiques

DASRI Déchets de Soins À Risques Infectieux

DD Déchets Dangereux

DEEE Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques

DERU Directive sur les Eaux Résiduaire Urbaines

diPAP Diester de polyfluoroalkylphosphate / Polyfluoroalkylphosphate diester

DMA Déchets Ménagers et Assimilés

DOM Matière Organique Dissoute

DREAL Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

ECHA European Chemicals Agency / Agence européenne des produits chimiques

EOF Extractable organic fluorine / Fluor Organique Extractible

EPA Environmental Protection Agency / Agence de Protection de l'Environnement

E-PRTR European Pollutant Release and Transfer Register / Registre européen des rejets et des transferts de polluants

ETFE Éthylène tétrafluoroéthylène / Ethylene tetrafluoroethylene

EtFOSA ou N-EtFOSA N-Ethylperfluorooctylsulfonamide ou Sulfluramide / N-Ethylperfluorooctanesulfonamide ou Sulfluramid

EtFOSAA ou N-EtFOSAA Ethylperfluorooctanesulfamido / Ethyl perfluorooctanesulfonamid

EtFOSE ou N-EtFOSE Éthylperfluorooctanesulfonamidoéthanol / 2-(N-ethylperfluorooctanesulfonamido) ethyl alcohol

FASA Sulfonamide d'alkyl perfluoré / Perfluoroalkyl sulfonamide

FASAA Acide acétique de sulfonamide d'alkyl perfluoré / Perfluoroalkyl sulfonamide acetic acid

FOSA ou PFOSA Perfluorooctanesulfonamide / Perfluorooctanesulfonamide

FQ Fréquence de Quantification

FTAB Sulfonamide alkylbétaine de fluorotélomère / Fluorotelomer Sulfonamide Alkylbetaine

FTAC Acrylate de Fluorotélomères / Fluorotelomer acrylate

FTCA Fluorotelomer carboxylic acids / Acide Carboxylique Fluorotélomère

FTMAC Fluorotelomer methacrylate / Méthacrylate de Fluorotélomère

FTO Fluorotélomère d'oléfine / Olefin fluorotelomer

FTOH Alcool de Fluorotélomère / Fluorotelomer alcohol

FTSA Fluorotelomer sulfonic acid / Acide Sulfonique de Fluorotélomère

FTS Fluorotelomer Sulfonate / Sulfonate de Fluorotélomère

FTUCA Acide carboxylique insaturé fluorotélomère / Fluorotelomer unsaturated carboxylic acid

GC Chromatographie en phase Gazeuse

Gen-X ou HFPO-DA Acide 2,3,3,3-tétrafluor-2-(heptafluoropropoxy) propanoïque / 2,3,3,3-Tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy) propionic acid

HF Acide fluorhydrique

HPFHpA Acide 7H-perfluoroheptanoïque / 7H-Perfluoroheptanoic acid

ICHEMS Norme de gestion environnementale des produits chimiques industriels

ICPE-A Installation Classée pour la Protection de l'Environnement – régime Autorisation

IED Directive relative aux Émissions Industrielles

IME Installation de Maturation et d'Élaboration des mâchefers

INSEE Institut National de la Statistique et des Études Économiques

ISDD Installation de Stockage Déchets Dangereux

ISDI Installation de Stockage Déchets Inertes

ISDND Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux

ITRC Interstate Technology & Regulatory Council / Conseil interétatique des technologies et de la réglementation

K-REACH Loi sud-coréenne sur l'enregistrement et l'évaluation des produits chimiques

LC Chromatographie Liquide

LCMS/MS Chromatographie Liquide couplée à la Spectrométrie de Masse en tandem

LCPE Loi Canadienne de Protection de l'Environnement

LC-PFCA Acide perfluorocarboxylique à longue chaîne (C9–C21) / Long-chain perfluoroalkyl carboxylate

LQ Limite de Quantification

MCA Matériaux au Contact des Aliments

MeFOSAA ou N-MeFOSAA Acide N-méthylperfluorooctane sulfonamide acétique / Methyl perfluorooctanesulfonamidoacetic acid

MES Matières en Suspension

MODECOM Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères

MS Spectrométrie de Masse

MSW Municipal Solid Waste

MTD Meilleures Techniques Disponibles

NAF Nomenclature des Activités Françaises

Nb Nombre

NEMP National Environmental Management Plan / Plan national de gestion environnementale
Norme de Qualité Environnementale

OCDE Organisation de Coordination et de Développement Économiques

OMR Ordures Ménagères Résiduelles

PAP Esters de Phosphate de Polyfluoroalkyle / Polyfluoroalkyl Phosphate Esters

PEHD Polyéthylène Haute Densité / High-Density Polyethylene

PET Poly(téréphtalate d'éthylène) / Polyethylene terephthalate

PFAA Acide perfluoroalkylé / Perfluoroalkyl acid

PFAS Per- and PolyfluoroAlkyl Substances / Substances per- et polyfluoroalkylées

PFBA Acide perfluorobutanoïque / Perfluorobutanoic acid

PFBS Acide perfluorobutanesulfonique / Perfluorobutane sulfonic acid

PFCA Acide carboxylique perfluoré / Perfluorocarboxylic acid

PFDA Acide perfluorodécanoïque / Perfluorodecanoic acid

PFDoDA ou PFDaA Acide perfluorododécanoïque / Perfluorododecanoic acid

PFDoDS ou PFDOS Acide perfluorododécanesulfonique / Perfluorododecanesulfonic acid

PFDS Acide perfluorodécanesulfonique / Perfluorodecane sulfonic acid

PFESA Acide perfluorosulfonique éther / Perfluorosulfonic acid ether

PFHpA Acide perfluoroheptanoïque / Perfluoroheptanoic acid

PFHpS Acide perfluoroheptanesulfonique / Perfluoroheptanesulfonate acid

PFHxA Acide perfluorohexanoïque / Perfluorohexanoic acid

PFHxS Acide perfluorohexanesulfonique / Perfluorohexanesulfonate acid

PFIB Perfluoroisobutylène / Perfluoroisobutene

PFNA Acide perfluorononanoïque / Perfluorononanoic acid

PFNS Acide perfluorononanesulfonique / Perfluorononane sulfonic acid

PFOA Acide perfluorooctanoïque / Perfluorooctanoic acid

PFOS Acide perfluorooctane sulfonique / Perfluorooctane sulfonic acid

PFOS-F Fluorure de perfluorooctanesulfonyl / Perfluorooctanesulfonyl fluoride

PFPeA Acide perfluoropentanoïque / Perfluoropentanoic acid

PFPeS Acide perfluoropentane sulfonique / Perfluoropentanesulfonic acid

PFSA Acide perfluorosulfonique / Perfluoroalkyl sulfonic acid

PFSiA Acide perfluoroalcane sulfinique / Perfluoroalkane sulfinic acid

PFTrDA Acide perfluorotridécanoïque / Perfluorotridecanoic acid

PFUnDA ou PFUnA Acide perfluoroundécanoïque / Perfluoroundecanoic acid

PFUnDS Acide perfluoroundécanesulfonique / Perfluoroundecanesulfonic acid

PIC Prior Informed Consent / Consentement préalable en connaissance de cause

PMCB Produits et Matériaux de Construction du secteur du Bâtiment

POP Polluants Organiques Persistants

PPWR Packaging and Packaging Waste Regulation / Règlement sur les emballages et les déchets d'emballages

PFPrA Acide perfluoropropanoïque / Pentafluoropropionic acid

PSV Points de Surveillance

PTFE Polytétrafluoroéthylène / Polytetrafluoroethylene

PVDF Polyfluorure de vinylidène / Polyvinylidene fluoride

Q Quantification

RAC Risk Assessment Committee / Comité d'évaluation des risques (CER)

RCS Réduction Catalytique Sélective

REACH Registration, Evaluation, Authorization and restriction of Chemicals / Enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des produits chimiques

REFIOM Résidus d'Épuration des Fumées d'Incineration des Ordures Ménagères

SEAC Socio-economic analysis committee / Comité d'analyse socio-économique (CASE)

SPGD Service Public de Gestion des Déchets

STEU Station de Traitement des Eaux Usées

TAmPr-FOSA Trimethylammoniopropyl perfluoroalkyl sulfonamides / Trimethylammoniopropyl perfluorooctane sulfonamide (anciennement PFOSAmS)

TDFA Sel de trifluoroacétate / Trifluoroacetate salt

TF Fluor total

TFA Acide trifluoroacétique / Trifluoroacetic acid

TIF Fluor Inorganique Total

TLC Textiles, Linges, Chaussures

TOF Fluor Organique Total

TOP ASSAY Total Oxidizable Precursor Assay / Dosage des précurseurs oxydables totaux

TRI Toxic Release Inventory / Inventaire des Rejets de Substances Toxiques

UE Union européenne

UK-REACH United Kingdom – Registration Evaluation Authorisation of Chemicals / Règlement REACH du Royaume-Uni qui encadre la plupart des substances chimiques fabriquées ou importées

USA United States of America / États-Unis d'Amérique

UTC Unintentional Trace Contaminant / Contaminant à l'état de trace non intentionnel

UVE Unité de Valorisation Énergétique

VLAREM Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning / Règlement flamand relatif au permis d'environnement

VLE Valeur Limite d'Émission

ZZS Zeer Zorgwekkende Stoffen / Substances extrêmement préoccupantes

Σ Somme

1.

Contexte et enjeux

1.1. PÉRIMÈTRE

La présente étude s'inscrit dans les travaux du groupe de travail « PFAS Déchets » de l'Astee, avec pour ambition de consolider l'état des connaissances sur la présence des substances per- et polyfluoroalkylées dans les déchets, leur comportement dans les différentes matrices concernées et leur devenir dans les filières de traitement.

Pour faciliter la lecture nous utiliserons le terme générique PFAS dans la suite du rapport, basé sur la définition de l'OCDE 2021 : « toute substance qui contient au moins un atome de carbone méthyle complètement fluoré (-CF₃-) ou méthylène (-CF₂-), sans aucun atome H/Cl/Br/I lié ».

Les familles de PFAS classées par l'ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) selon Buck et al. [1] sont présentées en annexe I.

Ces substances sont actuellement largement étudiées en raison de leurs propriétés singulières : elles sont extrêmement persistantes, se dégradent très lentement dans l'environnement et peuvent s'accumuler dans les organismes vivants. **L'Union européenne a reconnu les PFAS comme une préoccupation majeure en raison de leur persistance dans l'environnement et de leur potentiel de bioaccumulation.**

Il convient de rappeler d'emblée que la question des PFAS dans les déchets ne constitue pas, à proprement parler, une problématique spécifique au secteur des déchets. Elle s'inscrit dans un enjeu beaucoup plus large, lié à l'usage historique et actuel des PFAS dans de très nombreuses familles de produits, matériaux et applications techniques, qui se retrouvent, en fin de vie, en entrée des filières de traitement. **Autrement dit, la présence des PFAS dans les déchets est d'abord la conséquence de la composition initiale des produits mis sur le marché, avant d'être une question de gestion aval.**

En France, le plan d'action interministériel sur les PFAS, publié en avril 2024, constitue désormais le cadre national de référence pour renforcer la connaissance, la surveillance et la réduction des risques liés à ces substances, y compris dans les secteurs où elles peuvent être transférées vers les milieux par les déchets et les installations de traitement.

Pour les filières déchets, ce plan se traduit notamment par un renforcement progressif des dispositifs de mesure et de surveillance des rejets, ainsi que par une montée en exigence sur l'identification des sources, la maîtrise des émissions et la gestion des matrices susceptibles de contenir ou de relarguer des PFAS. Il constitue ainsi un repère structurant pour apprécier la place des PFAS dans la chaîne de gestion des déchets et pour accompagner l'adaptation des pratiques de suivi, de traitement et de contrôle sur les installations concernées.

Les filières de traitement des déchets constituent ainsi un maillon de réduction, de transfert, de transformation ou de redistribution de substances déjà présentes dans les flux entrants.

En tout état de cause elles ne peuvent pas, à elles seules, résoudre l'ensemble de la problématique PFAS à travers une étape unique de destruction complète. À noter que les filières de traitement spécifiques des PFAS en tant que déchets dangereux, en cours de développement par ailleurs, ne font pas partie du scope de l'étude.

Le périmètre des déchets entrants retenu pour l'étude s'appuie sur la campagne nationale MODECOM® 2024 et l'enquête sur le traitement des déchets ménagers et assimilés en 2022 de l'ADEME, qui constituent aujourd'hui la référence nationale la plus récente pour caractériser la composition des déchets ménagers et assimilés pris en charge par le service public et les flux entrants dans les installations de traitement. Ce périmètre couvre donc un ensemble large de gisements, de compartiments et de matrices. Il intègre les déchets entrants dans les filières – déchets ménagers et assimilés, flux issus des filières à responsabilité élargie du producteur, déchets d'activités économiques, boues d'épuration urbaines et industrielles, mais également les matrices de sortie et de transfert associées aux procédés, notamment les produits valorisés organiques, les sous-produits solides de traitement et les rejets liquides et atmosphériques des installations.

L'identification des flux potentiels de PFAS dans ces déchets a été faite à partir d'une analyse bibliographique nationale et internationale, croisant données scientifiques, retours d'expérience, documents techniques et cadres réglementaires applicables aux différentes matrices et filières.

Le choix de ce périmètre traduit enfin une approche systémique : la problématique ne réside pas dans le seul fait que les déchets contiennent des PFAS, mais dans le fait que ces substances, du fait de leur très forte persistance et de leurs propriétés variables selon les composés, peuvent demeurer présentes tout au long de la chaîne de gestion des déchets, jusqu'aux rejets, résidus, produits valorisés ou matériaux recyclés.

En ce sens, la question posée au secteur des déchets n'est pas celle d'une responsabilité d'origine, mais celle de la capacité à mieux connaître, mieux localiser et mieux qualifier les flux concernés, afin d'éclairer les choix de surveillance, de gestion et de priorisation.

1.2. OBJECTIF

L'objectif de la présente étude est de proposer une cartographie des PFAS dans les déchets, entendue comme un état des lieux à date des principales sources, des matrices concernées, des voies de transfert dans les filières de traitement et des problématiques associées. Elle vise à mieux comprendre la place de la chaîne déchets dans la circulation globale des PFAS, à partir d'un état de l'art en évolution rapide et encore partiellement documenté.

L'étude a été élaborée sur la base des données disponibles au 1er trimestre 2026. Elle n'intègre donc pas les éventuelles évolutions réglementaires ou techniques qui ont pu intervenir depuis.

Cette cartographie ne vise pas à isoler une « problématique PFAS des déchets ». Elle a pour finalité de mieux relier les gisements de déchets à leurs sources amont, puis de documenter la manière dont la chaîne de traitement des déchets contribue à transformer, déplacer, concentrer ou réduire les PFAS présents dans les flux entrants.

L'étude poursuit ainsi trois finalités complémentaires :

- Identifier les principales sources potentielles de PFAS dans les matrices étudiées ;
- Documenter le devenir des PFAS dans les filières de traitement ;
- Apprécier les substances et indicateurs les plus pertinents à suivre au regard des cadres réglementaires, des pratiques de surveillance et des limites actuelles de la connaissance.

L'enjeu principal est ainsi de mieux comprendre la contribution de la chaîne déchets à la circulation globale des PFAS, à partir d'un état de l'art en évolution rapide, encore partiel, pour faire apparaître des tendances, des points de vigilance et des priorités de travail pour encadrer la problématique.

1.3. MÉTHODOLOGIE

La méthodologie retenue repose sur une revue bibliographique, complétée par une analyse réglementaire et par la capitalisation de retours d'expérience partiels et hétérogènes. Elle a pour objectif de croiser les connaissances scientifiques, techniques et réglementaires disponibles, puis de les organiser pour être développées dans le cadre d'ateliers spécifiques.

La première étape consiste à établir une grille de lecture matricielle des flux étudiés. Pour chaque matrice entrant dans le périmètre, il s'agit d'identifier les principales familles de produits ou d'usages susceptibles d'introduire des PFAS, les substances ou familles de substances documentées, les méthodes ou indicateurs analytiques mobilisés, ainsi que les voies de transfert ou de concentration observées dans les filières de traitement.

Une deuxième étape porte sur l'analyse des filières de traitement et du devenir des PFAS. Les procédés sont examinés au regard de leur capacité à modifier la forme, la répartition ou la destination des PFAS présents. Une attention particulière est portée aux voies de recyclage et de valorisations organiques, aux traitements thermiques et au stockage.

Une troisième étape est consacrée à la revue des cadres de suivi et des approches analytiques. Elle vise à recenser les substances ou groupes de substances suivis dans les différentes matrices, les obligations ou recommandations existantes, ainsi que les indicateurs mobilisés dans les campagnes documentées avec les incertitudes et problématiques qui existent aujourd'hui. Ainsi, les retours d'expérience d'opérateurs et de collectivités sont mobilisés afin de confronter les résultats de la bibliographie aux réalités de terrain et de faire émerger les principaux points de vigilance opérationnels.

2.

Hypothèses de travail et limites de l'étude

Les PFAS constituent une famille très vaste, hétérogène et en évolution réglementaire rapide. Leur présence dans les déchets dépend des produits initiaux, des substitutions successives entre molécules, des durées de vie des articles et des mélanges de gisements qui alimentent les installations. Dans ce contexte, la connaissance des sources, des matrices et des substances à suivre demeure lacunaire.

Ainsi la compréhension des enjeux PFAS dans les déchets suppose de raisonner à l'échelle de la chaîne complète de gestion, depuis la composition des produits et matériaux en amont (que l'on ne connaît pas toujours) jusqu'aux matrices de sortie des filières de traitement. Les déchets ne sont pas à considérer comme une origine autonome du problème, mais comme un support de transfert et de redistribution de substances introduites plus en amont dans l'économie. L'objet de l'étude est d'établir cette cartographie des flux de PFAS dans les déchets.

Cette approche présente toutefois plusieurs limites importantes :

- L'étendue du champ PFAS constitue une première limite majeure. Les définitions actuellement mobilisées couvrent un très grand nombre de substances, dont toutes ne présentent ni les mêmes usages, ni les mêmes propriétés, ni le même niveau de documentation. Une étude bibliographique ne peut donc pas couvrir de manière exhaustive l'ensemble des molécules potentiellement présentes dans les déchets.
- Les méthodes d'analyse représentent une deuxième limite structurante. Les approches ciblées ne permettent de quantifier qu'un nombre restreint de composés. Les indicateurs globaux de fluor organique offrent une lecture complémentaire, mais ne permettent pas toujours d'identifier les substances à l'origine du signal mesuré. Les approches exploratoires ou non ciblées restent encore difficiles à comparer entre études et peu harmonisées dans leurs conditions d'emploi.
- Le faible recul sur les données disponibles constitue une troisième limite. Pour de nombreuses matrices, les campagnes de mesure restent peu nombreuses, souvent exploratoires et conduites selon des méthodes hétérogènes. Les résultats disponibles permettent d'identifier des tendances, mais ne suffisent pas à établir des références consolidées ou une vision exhaustive des performances des différentes filières.
- Le comportement de certaines familles de PFAS, en particulier certaines formes polymériques, certains précurseurs¹ et certains produits de transformation, reste encore imparfaitement documenté dans plusieurs procédés de traitement. L'étude doit donc être lue comme un travail de structuration, de hiérarchisation et d'orientation, et non comme une évaluation exhaustive ou définitive de l'ensemble des flux PFAS dans les déchets.

¹ Ce sont les substances PFAS polyfluorées qui vont se biodégrader en substances PFAS perfluorées stables.

3.

3. Règlementation appliquée aux PFAS dans les produits, les déchets et les émissions

Les enjeux liés aux PFAS dans les déchets relèvent à la fois de la protection de l'environnement, de la santé publique, de la sécurisation des filières de traitement et des objectifs de l'économie circulaire. Ils tiennent à la persistance de ces substances, à la diversité de leurs profils d'usage et à la difficulté de maîtriser leur circulation dans l'ensemble de la chaîne de valeur.

La hiérarchisation des modes de gestion des déchets impose en premier lieu la prévention. La priorité est de réduire à la source les PFAS dans les produits en appliquant le principe de substitution pour les usages non essentiels. Ce point est abordé de manière synthétique mais dépasse largement le cadre de cette étude.

Une fois présent (et durablement) dans les produits, il n'est plus possible d'appliquer de principe de substitution dans les déchets en entrée sur les plateformes de traitement. Il convient alors pour les opérateurs de disposer d'une traçabilité des flux, basée sur un état de connaissance encore partiel, pour identifier les grandes familles de produits contributrices, les matrices les plus concernées, les principaux mécanismes de transfert sur les installations et les catégories de substances ou d'indicateurs les plus pertinentes à examiner.

La prise en compte du cadre réglementaire est structurante pour les filières. Les évolutions en cours des cadres nationaux et européens, l'apparition de nouvelles obligations de suivi, le renforcement des exigences sur certaines substances et l'hétérogénéité des pratiques de mesure conduisent à un besoin accru d'harmonisation, de priorisation et de clarification des attentes vis-à-vis des opérateurs. Une synthèse des principaux enjeux réglementaires est présentée dans le paragraphe suivant.

La réglementation liée aux PFAS au niveau mondial est relativement récente. Elle évolue rapidement et converge vers :

- une élimination progressive des PFAS dans les produits de consommation,
- un durcissement des normes d'eau potable,
- des interdictions de mise sur le marché de produits contenant certains PFAS dans plusieurs pays,
- mais un cadre encore très inégal pour les sols, les boues et l'air.

3.1. PÉRIMÈTRE

Deux types de réglementations sont applicables aux PFAS : les réglementations visant à légiférer leur production et leur utilisation et les réglementations visant la protection des milieux par la maîtrise des risques environnementaux et sanitaires (définition de critère de qualité).

Dans le cadre de ce rapport, la réglementation et le cadrage concernant la présence des PFAS dans les produits et dans les effluents des installations de traitement de déchets ont été ciblés.

Une revue a été faite de la réglementation en vigueur dans différents pays les plus avancés sur la problématique PFAS. Les matrices Produits, Eaux résiduaires industrielles, Air, Boues, Sols et Déchets ont été étudiées.

3.2. ÉTAT DE L'ART

3.2.1. Cadre et réglementation internationaux PFAS

D'abord initiées au niveau international par la Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POP), les limitations de la production, l'utilisation et la mise sur le marché de certaines substances PFAS ont ensuite été déclinées au niveau européen notamment à travers la réglementation REACH qui tend désormais à s'élargir à davantage de substances PFAS.

Il faut noter que les règlements et les décisions européens s'appliquent automatiquement à tous les États membres de l'UE à la date de leur entrée en vigueur. Toutefois, ils peuvent exiger des modifications de la législation nationale et une mise en œuvre par des agences ou régulateurs nationaux.

En revanche, les directives européennes doivent être transposées dans les législations nationales des États membres. Chaque directive comporte une date limite à laquelle les pays de l'UE doivent avoir transposé ces dispositions dans leur législation nationale et en avoir informé la Commission.

3.2.1.1. Réglementation sur les Polluants Organiques Persistants (POP)

3.2.1.1.1. La Convention de Stockholm : réglementation internationale

La Convention de Stockholm [2] a pour objectif l'élimination ou la réglementation de l'usage des produits Polluants Organiques Persistants (POP). Elle a été négociée dans le cadre du Programme des Nations unies pour l'environnement, à partir d'un accord de principe intervenu entre les États membres du Conseil d'administration en février 1997.

Elle a été adoptée à Stockholm en Suède le 22 mai 2001 et est entrée en vigueur le 17/05/2004. La décision 2006/507/CE entérine l'approbation formelle de la convention. En mars 2026, elle avait été ratifiée par 186 parties et comportait 152 signatures.

Les produits de l'annexe A sont les produits interdits qui devront être éliminés. Ces derniers ne doivent plus être ni produits, ni utilisés. Leur exportation et leur importation sont interdites, sous réserve de certaines dispositions spéciales. Les PFAS inscrits à l'annexe A de la convention et donc la production, l'utilisation et la mise sur le marché sont interdites sont :

- le PFOA, ses sels et ses composés apparentés depuis 2019, sauf dérogations,
- le PFHxS, ses sels et ses composés apparentés depuis 2022,
- les acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (LC-PFCA), leurs sels et composés apparentés depuis 2025².

Les produits de l'annexe B, dont la dangerosité est moindre, font l'objet de restriction dans leur utilisation et leur production. Ces polluants ne peuvent être produits ou utilisés que pour des buts jugés « acceptables » par la convention et font l'objet de certaines dérogations spécifiques. Le PFOS, ses sels et le fluorure de perfluorooctanesulfonyl sont inscrits à l'annexe B depuis 2009. Leurs production, utilisation et mise sur le marché sont donc limitées. Plusieurs exceptions ont été supprimées en 2019.

² Les acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne et leurs sels constituent une série homologue de substances dont la formule moléculaire est $C_nF_{2n+1}CO_2H$ (où $8 \leq n \leq 20$). Les composés apparentés correspondent à toute substance précurseur, c'est-à-dire qui peut se dégrader ou se transformer en PFCA à longue chaîne, et dont la fraction alkyle perfluorée a la formule C_nF_{2n+1} (où $8 \leq n \leq 20$) et est directement liée à toute fraction chimique autre qu'un atome de fluor, de chlore ou de brome.

3.2.1.2. Le Règlement POP : réglementation européenne

Le Règlement européen n°850/2004 du 29 avril 2004 issu de la Convention de Stockholm puis remplacé par le Règlement n°2019/1021 du 25 juin 2019 [3] sur les POP a mis en œuvre ces restrictions au niveau européen.

Le règlement POP interdit, sauf dérogations (annexe I) ou restreint sous conditions (annexe II), la production, la mise sur le marché et l'utilisation de substances qualifiées de polluants organiques persistants. Le PFOS, le PFOA et récemment le PFHxS, leurs sels et leurs composés apparentés sont concernés. Les interdictions ou restrictions imposées par le règlement POP peuvent porter sur les substances en tant que telles, ou lorsqu'elles sont sous forme de constituants d'articles, ou incorporées dans des préparations au-dessus de certains seuils. Les dérogations accordées pour ces 3 substances sont indiquées dans le Tableau 1 ci-après.

Le Règlement n°2022/2400 du 23 novembre 2022 [4], applicable depuis le 10 juin 2023, a apporté des modifications aux annexes IV et V du règlement POP qui déterminent comment les déchets contenant des POP sont traités et notamment s'ils peuvent être recyclés ou doivent être détruits. Le PFOS et ses dérivés étaient déjà inscrit dans l'annexe IV. Le PFOA et le PFHxS ainsi que leurs sels et leurs composés apparentés ont été ajoutés par ces modifications. Il est prévu que la Commission réexamine ces limites de concentration et adopte, s'il y a lieu, une proposition législative visant à abaisser ces valeurs, lorsque cela s'avère possible compte tenu des progrès scientifiques et techniques, au plus tard le 30 décembre 2027.

Les seuils permettant d'identifier des déchets POP sont indiqués dans le Tableau 1 ci-après.

3.2.1.3. Synthèse du cadre international POP

La Convention de Stockholm et le Règlement POP encadrent l'élimination ou la réglementation de l'usage des POP. Le Tableau 1 présente le statut des PFAS dans la réglementation POP en précisant les dérogations accordées par le règlement POP et les seuils permettant d'identifier les déchets POP [5], comme indiqué ci-avant.

TABLEAU 1

Statut des PFAS dans la réglementation POP au niveau mondial et européen (mars 2026)

Substance PFAS	La Convention de Stockholm Annexe A : interdiction/élimination Annexe B : restriction d'usage et de production Réglementation internationale	Le Règlement POP Annexe I : relative aux produits Annexe IV : relative aux déchets Réglementation européenne
PFOS, ses sels et composés apparentés	<u>Annexe B :</u> - Restriction avec usages acceptables 2009 - Décision SC4/17 modifiée par SC9/4 en 2019	<u>Annexe I :</u> - Restriction avec usages acceptables 2009 - Décision SC4/17 modifiée par SC9/4 en 2019 <u>Annexe IV :</u> - PFOS et ses dérivés ≤ 50 mg/kg
PFOA, ses sels et composés apparentés	<u>Annexe A :</u> - Élimination avec exceptions limitées 2019 - Décision SC9/12	<u>Annexe I :</u> - PFOA ou sels $\leq 0,025$ mg/kg - Composés apparentés ≤ 1 mg/kg dans des substances, des mélanges ou des articles - Limites UTC spécifiques pour certains produits - Déroptions pour certains secteurs d'activité <u>Annexe IV :</u> - PFOA et ses sels ≤ 1 mg/kg - Somme des composés apparentés ≤ 40 mg/kg
PFHxS, ses sels et composés apparentés	<u>Annexe A :</u> - Élimination sans exception 2022 - Décision SC-10/13	<u>Annexe I :</u> - PFHxS ou sels $\leq 0,025$ mg/kg - Somme des composés apparentés ≤ 1 mg/kg dans des substances, des mélanges ou des articles - PFHxS, Sels et composés apparentés $\leq 0,1$ mg/kg dans des mélanges concentrés de mousses anti-incendie <u>Annexe IV :</u> - PFHxS et ses sels ≤ 1 mg/kg - Somme des composés apparentés ≤ 40 mg/kg
LCPFCA (C9–C21)	<u>Annexe A :</u> - Élimination sans exception 2025 - Décision SC12/12	<u>Annexe I :</u> Ajout en cours – Projets de limites mis en consultation (Ares(2025)10133298 – 25/11/2025) Propositions : – Somme des acides perfluorocarboxyliques en C9–21 et de leurs sels : $\leq 0,025$ mg/kg. – Somme des composés apparentés aux acides perfluorocarboxyliques en C9–21 : $\leq 0,26$ mg/kg.

3.2.1.4. Règlementation sur le Commerce international de produits chimiques

3.2.1.4.1. La Convention de Rotterdam : réglementation internationale

La Convention de Rotterdam [6], en date du 19 septembre 1998, vise à réglementer le commerce international de certains produits chimiques et pesticides dangereux, en instaurant une procédure de Consentement Préalable en Connaissance de Cause (Prior Informed Consent (PIC)). Elle est entrée en vigueur le 24 février 2004. La décision 2006/730/CE entérine l'approbation formelle de la convention. L'annexe III de la Convention de Rotterdam répertorie les pesticides et les produits chimiques industriels interdits ou strictement réglementés pour des raisons sanitaires ou environnementales. Le PFOS et le PFOA, leurs sels et leurs composés apparentés sont inscrits à l'annexe III de la Convention [7]. Ils sont donc soumis à la procédure PIC, c'est-à-dire qu'ils sont sous contrôle international, ne peuvent pas être exportés librement et ne peuvent être importés que vers un pays ayant donné son accord explicite.

3.2.1.4.2. Le Règlement PIC : réglementation européenne

Le Règlement (UE) n°649/2012 [8], dit Règlement PIC, est la législation européenne qui met en œuvre la Convention de Rotterdam au sein de l'UE sur la procédure de Consentement Préalable en Connaissance de Cause (PIC) pour le commerce international de certains produits chimiques dangereux. L'Annexe I du Règlement est divisée en 3 parties. Chacune détermine l'obligation pour chaque substance.

- Partie 1 : Substances interdites ou strictement réglementées dans l'UE mais pas nécessairement dans une catégorie PIC → soumises à une notification d'export.
- Partie 2 : Substances interdites ou strictement réglementées dans l'UE et restreintes dans une catégorie de la Convention de Rotterdam → soumises à une notification d'export et un consentement explicite.
- Partie 3 : Substances inscrites à l'Annexe III de la Convention de Rotterdam et dont l'exportation → soumises à un consentement international.

Le PFOS et ses dérivés et le PFOA et ses sels et composés apparentés sont inscrits à l'annexe I parties 1 et 3 du Règlement PIC. Leur exportation est donc soumise à une notification et à un consentement préalable international.

L'annexe V du Règlement PIC liste les produits chimiques et articles interdits à l'exportation. Il s'agit des POP et produits chimiques inscrits dans les annexes A et B de la Convention de Stockholm. Au 1er mars 2025, le PFOS, ses sels et le fluorure de perfluorooctane sulfonyle, le PFOA et ses sels et composés apparentés et le PFHxS et ses sels et composés apparentés sont inscrits sur cette annexe. Les acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (LC-PFCA) ne sont à cette date pas encore présents.

3.2.1.2.3. Synthèse du cadre international PIC

La Convention de Rotterdam et le Règlement PIC encadrent l'exportation. Le Tableau 2 présente le statut des PFAS dans la réglementation PIC.e.

TABLEAU 2

Statut des PFAS dans la réglementation PIC au niveau mondial et européen (mars 2026)

Substance PFAS	La Convention de Rotterdam <i>Annexe III : interdiction/restriction, soumis à un accord explicite</i> Règlementation internationale	Le Règlement PIC <i>Annexe I : règle/restriction d'export, soumis au Consentement Préalable</i> <i>Annexe V : utilisation interdite dans l'UE et exportation proscrire</i> Règlementation européenne
PFOS, ses sels et composés apparentés	Inscription à l'Annexe III - Entrée en vigueur 2013 - Soumis à la procédure PIC, i.e. sous contrôle international	- Annexe I Partie 1 & 3 - Annexe V partie 1
PFOA, ses sels et composés apparentés	Inscription à l'Annexe III - Entrée en vigueur 2022 - Soumis à la procédure PIC, i.e. sous contrôle international	Annexe I Partie 1 & 3
PFHxS, ses sels et composés apparentés	Non-inscrits	Annexe V Partie 1 (2025)
LCPFCA (C9–C21)	Non-inscrits	Non présents dans PIC UE pour le moment

3.2.1.3. Le règlement européen REACH

Le Règlement européen REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals n°1907/2006 [9] vise à sécuriser la fabrication et l'utilisation des substances chimiques en recensant, évaluant et contrôlant les substances chimiques fabriquées, importées et mises sur le marché européen, à hauteur de plus d'une tonne par an. Les restrictions, listées dans l'annexe XII, s'appliquent à toute substance, qu'elle soit seule, en mélange ou présente dans un article, y compris celles non soumises à enregistrement.

L'annexe XVII de REACH comporte les restrictions à la fabrication, la mise sur le marché et l'utilisation de substances, mélanges ou articles dangereux. Le Tableau 3 présente un résumé des PFAS identifiés comme inscrits à cette annexe, selon la National Library of Medicine du National Center for Biotechnology Information – hors POP. Si des dérogations existent, la colonne « Précisions » le mentionne. Pour plus de détail, et notamment les dates d'applications, seuils et les champs des dérogations, il est conseillé de consulter le règlement ou le site de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA).

TABLEAU 3

Liste des PFAS inscrits à l'annexe XVII du règlement REACH (mars 2026)

Date de la décision	Substance	N° d'entrée	Précision	Source
Décembre 2026	4-amino-3-fluorophénol	28 et 75	Déroptions	[10]
Février 2012	Trifluoroacétate de nickel (II)	28 et 30	Déroptions	[11]
Août 2017	Flocoumafène (ISO) et PFNA et ses sels de sodium et d'ammonium	30	Déroptions	[12]
Mai 2018	Flocoumafène (ISO) Et PFNA et ses sels de sodium et d'ammonium	30	Déroptions	[13]
Juin 2019	(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyl) silanetriol (TDFA) et l'ensemble de ses dérivés	73	Dans les produits sous forme de sprays	[14]
Août 2021	Acides perfluorocarboxyliques d'une longueur de chaîne comprise entre 9 et 14 atomes de carbone (PFCA en C9-C14), leurs sels et leurs substances apparentées	68	Déroptions	[15]
Décembre 2021	Tétrafluoroéthylène	28	Déroptions	[16]
Juin 2023	PFHpA	30	Déroptions	[17]
Septembre 2024	PFHxA, ses sels et ses substances apparentées	79	Déroptions	[18]
Août 2025	Bisphénol AF	30	Déroptions	[19]
Octobre 2025	PFAS sauf PFOS, PFOA, PFHxS, PFCA en C9-C14 et PFHxA	82	Dans les mousses anti-incendie (Cf. 3.2.2.1)	[20]

De plus, une liste, mise à jour en avril 2025, de 440 PFAS a été identifiée dans le Règlement (CE) n°1272/2008 (règlement CLP) relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges [21]. Parmi ces substances, 17 étaient produites à plus de 1 000 tonnes par an et 84 à plus de 10 tonnes par an pour une utilisation en Europe en 2019. Ce travail a été réalisé en collaboration par Hans Peter Arp (NGI) et Emma Schymanski (LCSB) dans le cadre du projet ZeroPM (subvention européenne Horizon 2020 n° 101036756) [22].

Enfin, une proposition de **restriction universelle a été présentée à l'ECHA** par cinq pays européens (Allemagne, Danemark, Norvège, Pays-Bas, Suède) avec le soutien de la France. Elle couvre l'ensemble de la famille des PFAS et tous les secteurs. La proposition est en cours d'évaluation par l'ECHA.

Deux comités scientifiques de l'ECHA sont chargés d'évaluer les propositions de restriction à l'échelle de l'UE au titre du règlement REACH :

- Le RAC (Comité d'évaluation des risques) qui évalue les risques pour la santé humaine et l'environnement liés à la fabrication, à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits chimiques → Le 2 mars 2026 – Le RAC a adopté son avis, s'appuyant sur une évaluation approfondie et indépendante des dangers, volumes, émissions et risques liés aux PFAS, ainsi que sur l'efficacité probable d'une restriction et sa faisabilité, notamment son application. Selon le RAC, l'interdiction globale des PFAS est la mesure la plus appropriée et permettrait de réduire « environ 96 % des émissions » sur trente ans.
- Le SEAC (Comité d'analyse socio-économique) qui évalue les avantages de la proposition pour la santé humaine et l'environnement, les coûts associés et les autres impacts socio-économiques, en tenant compte également de l'existence d'alternatives → Le 10 mars 2026 – Le SEAC a approuvé son projet d'avis sur la proposition. Pour le SEAC, l'interdiction totale, bien qu'étant la mesure la plus efficace, est disproportionnée : il se positionne plutôt en faveur d'une interdiction prévoyant des dérogations pour des usages spécifiques.

À ce jour, l'avis préliminaire du SEAC fait l'objet d'une consultation publique de 60 jours à partir du 26 mars 2026. Le Comité devrait adopter son avis final, en tenant compte, le cas échéant, des nouvelles informations reçues lors de la consultation. Cette adoption marquera la fin de l'évaluation scientifique de la restriction proposée par les comités de l'ECHA et les avis seront officiellement soumis à la Commission.

Sur la base des deux avis finaux, la Commission européenne proposera une restriction qui sera ensuite examinée et soumise au vote du Comité REACH, composé d'États membres de l'UE. **L'application est estimée à l'horizon 2029.**

3.2.1.4. La Directive IED et le Règlement Émissions industrielles

La directive IED (2010/75/UE) entrée en vigueur en 2011 vise à assurer une protection élevée de l'environnement en encadrant les émissions des activités industrielles grâce au principe de prévention et réduction intégrées de la pollution, fondé sur les Meilleures Techniques Disponibles (MTD). Elle remplace et regroupe plusieurs directives antérieures et renforce les exigences liées aux autorisations, au suivi des installations, à la participation du public et à la remise en état des sols. Sa transposition en droit français s'intègre dans la réglementation des ICPE et impose notamment l'usage des MTD pour définir les valeurs limites d'émission, un réexamen périodique des conditions d'autorisation et l'établissement d'un rapport de base pour contrôler l'état des sols. Les rubriques ICPE concernées sont les 3xxx. Entrée en vigueur en 2011, elle s'applique progressivement aux nouvelles et anciennes installations selon un calendrier précis.

Les BREF (Best Available Techniques Reference Document) décrivent notamment les techniques et les émissions et les consommations ainsi que ce qui sera considéré comme les Meilleures Techniques Disponibles pour un secteur d'activité donné. Le chapitre constituant les Conclusions sur les MTD présente un caractère contraignant concernant l'application des MTD et le respect des niveaux d'émissions associés.

Les conclusions sur les MTD couvrant les PFAS sont celles relatives aux secteurs suivants :

- Traitement de surface des métaux,
- Textile,
- Traitement des déchets.

Dans les conclusions sur les MTD du traitement des déchets, la MTD 7 porte sur la surveillance des émissions dans l'eau. L'arrêté du 17 décembre 2019 [23] a été pris pour appliquer et préciser les conclusions sur les MTD en France. Il est donc relatif aux installations de traitement des déchets relevant de la directive IED et impose une surveillance semestrielle du PFOS et du PFOA au sein des effluents aqueux pour les installations comportant les rubriques 3510, 3531, 3532, 3550 et 3710, sauf quelques exceptions.

Le règlement sur le portail des émissions industrielles [24] qui remplace le règlement E-PRTR demande aux installations industrielles relevant de la directive IED de déclarer leurs émissions, leurs déchets et leurs transferts de polluants. Deux PFAS sont concernés le PFOA et le PFHxS et leurs sels avec un seuil de 1 kg par an pour les émissions dans l'air, l'eau et le sol.

3.2.2. Cadre et Règlementation PFAS applicables aux produits

3.2.2.1. Union européenne (UE)

Au niveau européen, hormis le cadre global présenté dans le paragraphe 3.2.1, plusieurs règlements concernent les PFAS.

Pour rappel : les règlements européens s'appliquent automatiquement à tous les États membres de l'UE à la date de leur entrée en vigueur.

Emballages

Le Règlement (UE) 2025/40 [25] relatif aux emballages et déchets d'emballages (PPWR³) et publié en janvier 2025 pour remplacer la directive 94/62/CE, vise à harmoniser les obligations relatives aux emballages des États, des fabricants et des metteurs sur le marché. Ce règlement, impose aux matériaux, produits ou emballages destinés au contact des denrées alimentaires des valeurs limites en PFAS à respecter pour être mis sur le marché dès le 12 août 2026 :

- 50 ppm pour la teneur totale en PFAS (incluant les PFAS polymères).
- 25 ppb pour chaque PFAS individuel (hors polymères).
- 250 ppb pour la somme des PFAS, y compris après dégradation des précurseurs (hors polymères).
- Lorsque la teneur en fluor total dans le matériau excède 50 mg/kg, le fabricant ou l'importateur devra, sur demande, fournir une preuve de l'origine du fluor (PFAS ou non PFAS).

³ Packaging and Packaging Waste Regulation.

Ce règlement s'applique à tous les emballages, y compris les films alimentaires, papiers, cartons, barquettes, plastiques, etc. Ce règlement s'applique également aux emballages recyclés [26].

Cosmétiques

Le PFOS (et ses sels de potassium, de diéthanolamine, d'ammonium et de lithium), le PFOA, le PFNA (et ses sels de sodium et d'ammonium) et le PFHpA sont interdits dans les produits cosmétiques par le Règlement (CE) 1223/2009 consolidé en 2024 [27].

Denrées alimentaires

Depuis le 1er janvier 2023 (Règlement (UE) 2022/2388 [28]), les PFAS sont réglementés dans certaines denrées alimentaires d'origine animale (poissons, mollusques, crustacés, œufs, viande et abats d'animaux de boucherie, de volailles et de gibier) dans le cadre de leur mise sur le marché. En cas de non-conformité, les produits ne peuvent être mis sur le marché⁴. Pour chaque produit, des teneurs maximales sont établies pour le PFOS, le PFNA, le PFOA, le PFHxS et la somme de ces 4 PFAS).

Jouets

Le Règlement (UE) 2025/2509 de novembre 2025 [29] relatif à la sécurité des jouets et abrogeant la directive 2009/48/CE interdit l'utilisation intentionnelle de PFAS dans des jouets, des composants de jouets ou des parties de jouets micro structurellement distinctes.

Mousses anti-incendie

Le Règlement (UE) 2025/1988 d'octobre 2025 [30] limite la présence des PFAS dans les mousses anti-incendie à une concentration de 1 mg/L pour la somme de toutes les substances. L'ensemble de la famille des PFAS est visé. Il adapte toutefois cette limite pour le cas particulier des équipements utilisant jusqu'alors des mousses anti-incendie. Le règlement prévoit d'interdire la mise sur le marché des mousses de « première génération » ne respectant pas la limite de 1 mg/L à partir du 23 octobre 2026, avec toutefois des dérogations jusqu'en 2035. Les mousses de « première génération » devront être étiquetées pour mentionner la présence de PFAS au-delà des 1 mg/L et ne pourront plus être employées à partir du 23 avril 2027 pour la formation ou les essais ainsi que pour les services publics et privés d'incendie sauf quand ils interviennent dans des sites classés Seveso. Une dérogation jusqu'au 31 décembre 2030 est accordée pour le recours aux extincteurs portatifs dans certains établissements dont sites classés Seveso.

Cette période de transition sera très encadrée. La collecte séparée des stocks de mousses non utilisées et des déchets contenant des PFAS (y compris les eaux usées) sera obligatoire « lorsque cela est techniquement et pratiquement possible ».

Cette interdiction a été ajoutée dans l'annexe XVII (entrée 82) du Règlement (UE) n°1907/2006 (REACH) (cf. 3.2.1.3).

⁴En revanche, il n'existe pas aujourd'hui de valeurs limites pour les denrées auto-produites par des particuliers.

3.2.2.2. France

En France, la loi 2025-188 du 27 février 2025 [31] interdit dès janvier 2026, la fabrication, l'importation, l'exportation et la mise sur le marché des produits suivants s'ils contiennent des PFAS en concentration supérieure ou égale à une valeur résiduelle :

- les produits cosmétiques,
- les farts (ski),
- les textiles d'habillement, chaussures et imperméabilisants destinés aux consommateurs (hors dérogations définies par le décret 2025-1376). Cette interdiction sera étendue à tous les textiles (hors dérogations définies par le décret 2025-1376) en janvier 2030.

La valeur résiduelle, définie par le décret n°2025-1376 du 28/12/2025 [32], est identique à celle imposée par le règlement PPWR pour les emballages destinés au contact des denrées alimentaires (cf.3.2.2.1).

3.2.2.3. États Unis d'Amérique (USA) [33]

Il n'existe pas d'interdictions fédérales. Dans sa feuille de route, l'EPA a annoncé qu'elle axerait sa stratégie réglementaire sur les enjeux liés aux PFAS sur la réglementation de la production, de l'importation et de l'élimination des composés PFAS, plutôt que sur leur fabrication et leur utilisation.

L'EPA exige que près de 200 PFAS soient signalés à travers le Toxic Release Inventory (TRI) afin de suivre et surveiller leur utilisation, et promouvoir une prise de décision éclairée des industries et consommateurs [34].

Le 30 avril 2025, un projet de loi intitulé « Loi sur l'approvisionnement sans PFAS » (PFAS-Free Procurement Act) a été présenté. Il interdirait notamment aux agences fédérales de conclure des contrats pour de nombreux produits contenant du PFOS ou du PFOA, notamment les ustensiles de cuisine antiadhésifs. Le projet de loi a été renvoyé en commission et son adoption reste incertaine, mais il témoigne de la possibilité d'une intervention fédérale sur cette question [35].

Les États sont donc les principaux acteurs de la réglementation. Plusieurs États (Californie, Colorado, Connecticut, Vermont, Maine, Minnesota, Washington, Maryland, New York, Hawaï) interdisent ou envisagent d'interdire les PFAS dans les :

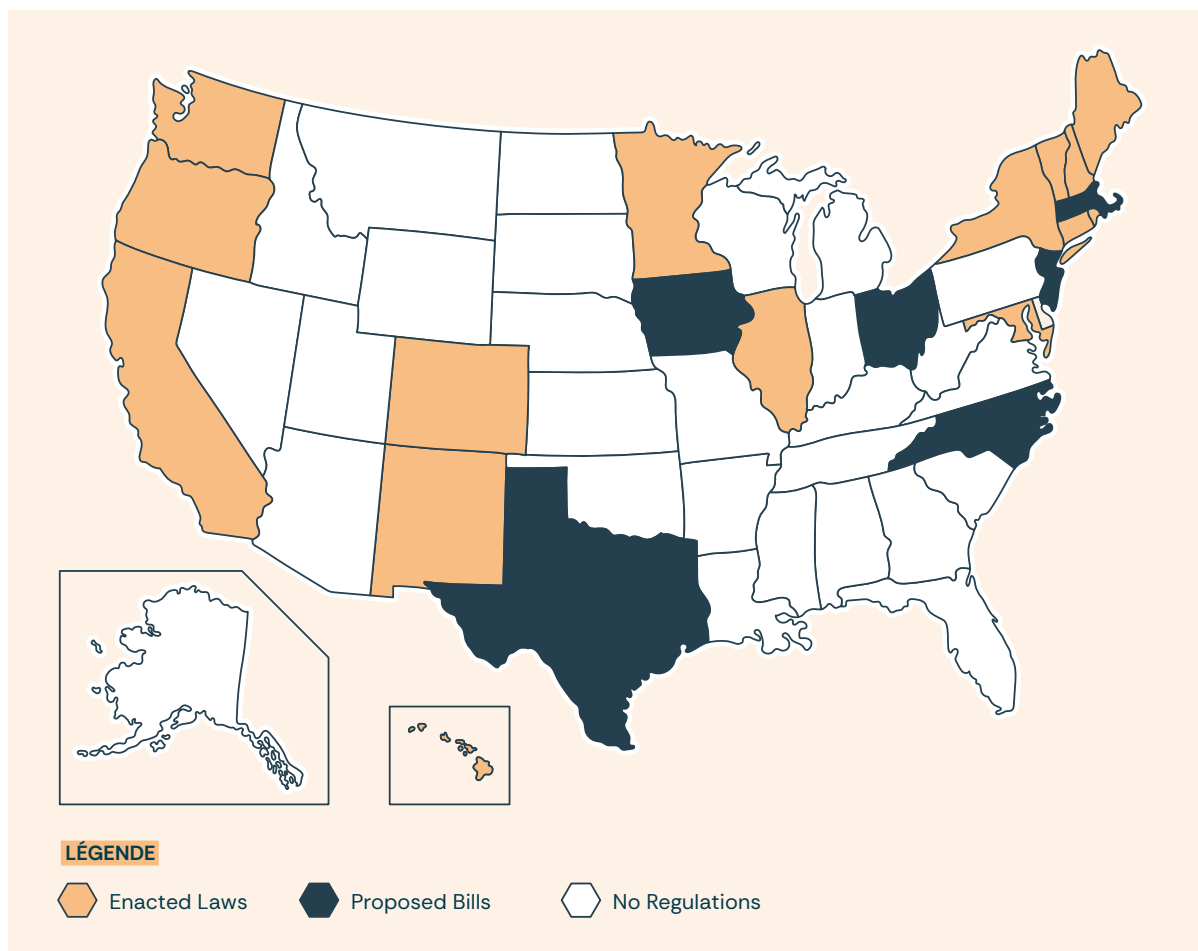
- Textiles,
- Cuirs,
- Moquettes,
- Tapis,
- Cosmétiques dont fil dentaire, produits menstruels, produits bébé...,
- Ustensiles de cuisines,
- Produits pour les enfants,
- Emballages alimentaires,
- Farts de ski,
- Gazon artificiel,
- Mousses anti-incendie.

Concernant les emballages alimentaires, la législation fédérale limite la présence de PFAS. 14 États ont déjà promulgué des lois relatives aux PFAS dans les contenants et matériaux d'emballage alimentaire. Dix autres projets de loi sont en cours d'examen dans différents États.

La Figure 1 présente un état des lieux des lois promulguées (Enacted laws) et des projets de lois (Proposed bills) selon les États.

FIGURE 1

État des lieux de l'avancement de la réglementation étatique sur les produits de consommation aux États-Unis (septembre 2025) [36]



3.2.2.4. Canada

La Loi Canadienne de Protection de l'Environnement (LCPE) de 1999 est la loi fédérale principale qui permet au gouvernement canadien d'évaluer si une substance est toxique (inscription à l'annexe 1) puis de gérer les risques via des instruments réglementaires.

Le Canada étudie l'inscription des PFAS (hors fluoropolymères) à l'annexe 1 partie 2 de la LCPE. Cet ajout permettrait au gouvernement de prendre des mesures exécutoires de gestion des risques par le biais d'une interdiction progressive. Les PFAS seraient considérés comme des substances toxiques et prioritaires pour la prévention de la pollution.

Le PFOS, ses sels et précurseurs sont déjà inscrits à l'annexe 1 partie 1 de la LCPE⁵ depuis 2012 avec des dérogations d'utilisation. Le « Règlement sur certaines substances toxiques interdites » du 31/12/2025 [37], abrogeant celui de 2012, entrera en vigueur le 30 juin 2026. Il restreint davantage la fabrication, l'utilisation, la vente et l'importation :

- du PFOS, ses sels et ses précurseurs,
- du PFOA, ses sels et ses précurseurs,
- des acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne, leurs sels et leurs précurseurs (LC-PFAS),
- ainsi que les produits qui contiennent ces substances, en éliminant certaines exemptions ou en limitant certaines activités qui étaient permises en vertu du Règlement de 2012.

Ce Règlement prévoit des dérogations pour la présence incidente de PFOS dans les mousses AFFF avec un seuil de concentration maximale de 10 mg/kg. Lorsqu'aucun seuil quantitatif ne s'applique, comme pour le PFOA et les LC-PFAS, la présence incidente d'une substance est généralement considérée comme un résidu, un polluant à l'état de traces ou une impureté, dont la présence dans la formulation n'est pas intentionnelle.

En mars 2025, le Canada a élaboré un plan d'action nationale de gestion des risques en 3 phases [38], [39]. Celui-ci est la traduction opérationnelle et stratégique des obligations juridiques prévues par la LCPE pour gérer les PFAS. Des échéances indicatives par phase existent mais elles sont encore en cours de consolidation.

- **Phase 1 : Consultation à l'été / automne 2025 et Projet de règlement au printemps 2027**
Interdiction des PFAS non encore réglementés (hors fluoropolymères) dans les mousses de lutte contre l'incendie afin de réduire rapidement les rejets massifs dans l'environnement.
- **Phase 2 : Consultation en 2027 (après la publication du projet de règlement de la phase 1)**
Interdiction des PFAS non nécessaires à la sécurité, à la santé ou à la protection de l'environnement en favorisant la substitution quand elle est techniquement et socio-économiquement viable, par exemple pour :
 - Cosmétiques,
 - Produits de santé naturels et médicaments sans ordonnance,
 - Matériaux et additifs d'emballage alimentaire,
 - Peintures, revêtements, adhésifs, produits d'étanchéité
 - Produits de nettoyage, cires, vernis
 - Textiles
 - Farts à ski,
 - Etc.
- **Phase 3 : Une consultation suivra la gestion des risques de la phase 2 : à déterminer**
Interdiction des usages nécessitant une évaluation approfondie, i.e. pour lesquels il n'existe pas encore de substitut mais où une interdiction future est jugée nécessaire en tenant compte des facteurs socio-économiques, par exemple pour :
 - Applications dans les gaz fluorés,
 - Médicaments d'ordonnance (usage humain et vétérinaire),
 - Dispositifs médicaux,
 - Matériaux industriels en contact avec les aliments,
 - Secteurs industriels spécialisés (mines, pétrole),
 - Applications militaires ou dans les transports,
 - Etc.

⁵ Les substances toxiques qui présentent le risque le plus élevé sont ajoutées à la partie 1 de l'annexe 1 et sont jugées prioritaires pour leur interdiction totale, partielle ou conditionnelle.

3.2.2.5. Australie & Nouvelle-Zélande

En Australie, les produits chimiques sont réglementés par les lois des États et territoires, ainsi que par les lois du Commonwealth. Au niveau national, les produits chimiques sont réglementés en fonction de leur utilisation, par l'intermédiaire de quatre autorités réglementaires (produits chimiques industriels, produits chimiques agricoles et vétérinaires, produits thérapeutiques et alimentation).

Les PFAS sont également régis par deux lois du Commonwealth : la loi de 2019 sur les produits chimiques industriels et la loi de 2021 sur la gestion environnementale des produits chimiques industriels (registre). Ces lois réglementent l'importation et la fabrication de produits chimiques industriels en Australie.

- La loi australienne de 2019 sur les produits chimiques industriels (Industrial Chemicals Act 2019 (Cth)) constitue le cadre juridique régissant l'importation et la fabrication de ces produits au sein de l'État. Elle établit également l'AICIS (Industrial Chemicals and Industry Services Authority) et son directeur exécutif. Les PFAS sont considérés comme substances chimiques industrielles au sens de cette loi, donc toute entreprise qui souhaite importer ou fabriquer des PFAS ou des produits en contenant est tenue d'enregistrer leur entreprise et les catégories de produits (substances) qu'elle importe ou fabrique auprès de l'AICIS avant d'introduire des produits chimiques industriels en Australie. Elle doit également classer le(s) PFAS concerné(s) dans une des 4 catégories réglementaires selon son niveau de risque pour la santé/l'environnement et son statut réglementaire :
 - Exemptée : substance/produit considéré comme à très faible risque. Aucune évaluation préalable par l'AICIS n'est requise avant la mise sur le marché ou l'importation.
 - Déclarée : substance/produit considéré comme à faible risque mais nécessitant une notification. L'évaluation par l'AICIS n'est pas systématique.
 - Évaluée : substance/produit présentant un risque significatif et nécessitant une évaluation approfondie par l'AICIS.
 - Commerciale : substance/produit déjà connu mais utilisé dans un nouveau contexte et nécessitant une évaluation spécifique pour un usage précis.
- La loi de 2021 sur la gestion environnementale des produits chimiques industriels (registre) a institué le registre des normes de gestion environnementale des produits chimiques industriels (IChEMS). L'IChEMS constitue une approche nationale de la gestion de l'importation, de l'utilisation et de l'élimination des produits chimiques industriels. Ce registre permet de classer les produits chimiques selon sept catégories, la catégorie 1 regroupant les produits présentant un faible risque, tandis que les catégories 6 et 7 concernent les produits susceptibles de causer des dommages graves ou irréversibles à l'environnement.

L'Australie applique des restrictions d'import/export pour le PFOS, PFOA et substances associées, conformément à la Convention de Rotterdam. L'introduction ou l'exportation de ces produits est interdite sauf autorisation préalable. En décembre 2023, les PFOS, PFOA et PFHxS et leurs composés apparentés ont été classés comme substances chimiques de catégorie 7, ce qui signifie que leur importation, leur fabrication et leur exportation sont interdites, à quelques exceptions près. Cette inscription est entrée en vigueur le 1er juillet 2025.

Les gouvernements des États et territoires se sont engagés à prendre plusieurs mesures pour mettre en œuvre l'IChEMS sur leur territoire, notamment en intégrant le registre de l'IChEMS à leurs cadres réglementaires existants [40].

La réglementation de l'utilisation, du rejet et de l'élimination des PFAS au sein des industries et des produits de consommation relève principalement des États et Territoires australiens. Plusieurs d'entre eux restreignent l'utilisation des mousses anti-incendie fluorées. Le Queensland a été le premier à éliminer progressivement l'utilisation des PFAS dans les mousses anti-incendie (2016-2021).

Un accord intergouvernemental datant de 2018 et mis à jour en 2020 [41]:

- Instaure un cadre national coordonné pour gérer la contamination par les PFAS,
- Renforce la coopération entre les juridictions australiennes,
- Intègre plusieurs protocoles, lignes directrices et valeurs sanitaires,
- Vise à réduire les émissions futures et améliorer la gestion environnementale, sanitaire et communicationnelle des PFAS à l'échelle nationale.

Un plan national de gestion environnementale (NEMP) des PFAS [42] a été élaboré par les agences de protection de l'environnement d'Australie et de Nouvelle-Zélande. Le PFAS NEMP établit des lignes directrices et des normes convenues à l'échelle nationale sur l'étude, l'évaluation et la gestion des déchets et de la contamination par les PFAS. La première version a été élaborée en 2018 et la seconde en 2020. Ce document est conçu pour être évolutif et régulièrement mis à jour afin d'intégrer les nouvelles connaissances. La version actuelle (3.0) a été publiée en décembre 2024. Elle met à jour les lignes directrices nationales. Concernant les produits, le document s'aligne sur les interdictions existantes ou en cours.

L'agence de protection de l'environnement (EPA) de Nouvelle-Zélande a interdit l'utilisation des PFAS dans les produits cosmétiques à compter du 31 décembre 2026 [43].

3.2.2.6. Autres pays [34], [44]

- **Belgique**

Dans la région de Bruxelles, la stratégie « Zéro pesticide » interdit, à partir de 2025, l'utilisation de produits contenant du PFOS.

- **Pays-Bas**

Le 26 avril 2022, un règlement du ministre de la Santé interdit l'utilisation du PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS dans la fabrication de matériaux en contact avec des aliments depuis juillet 2022.

- **Suède**

Depuis février 2020, tous les PFAS délibérément ajoutés aux produits chimiques doivent être déclarés au Registre des produits de l'Agence suédoise des produits chimiques. Tous les PFAS utilisés dans la fabrication ou l'importation d'un produit doivent être signalés. En plus des restrictions européennes, l'utilisation du PFNA est interdite [45].

- **Norvège**

Les PFAS sont l'une des trois priorités majeures en matière de gestion des substances dangereuses.

Depuis 2014, la Norvège a introduit une réglementation sur le PFOA dans les produits de consommation [46]. Depuis 2017, l'utilisation des PFAS dans la lubrification des skis pour les skieurs de compétition de moins de 16 ans par la Fédération norvégienne de ski est interdite.

Dans l'industrie pétrolière et gazière et les raffineries norvégiennes, les aéroports civils et sur les sites d'entraînement des forces armées norvégiennes, les mousses anti-incendie fluorées sont largement remplacées par des alternatives sans fluor.

La liste nationale norvégienne des substances prioritaires est une liste gouvernementale recensant les contaminants environnementaux présentant une menace sérieuse pour la santé et l'environnement. Elle comprend environ 81 substances ou groupes de substances, dont les PFAS suivants : PFHxA, HFPO-DA, PFBS, PFHxS, PFOS, PFOA et les acides perfluorocarboxyliques en C9-C14. L'objectif national est d'éliminer progressivement l'utilisation de ces substances.

- **Japon**

Au Japon, la loi sur le contrôle des substances chimiques (Chemical Substances Control Law) interdit la fabrication, l'importation et l'utilisation du PFOS, du PFOA et du PFHxS ainsi que leurs sels. Une tolérance zéro est appliquée dans tous les produits. Des dérogations existent temporairement pour les agents extincteurs.

- **Singapour**

- À Singapour, l'importation et l'usage mousses anti-incendie contenant des PFAS au-delà des seuils suivants sont interdits depuis le 1er janvier 2026 :

- 25 ppb pour le PFOA ses sels et composés apparentés,
- 10 000 ppb pour le PFOS ses sels et composés apparentés,
- 100 ppb pour le PFHxS ses sels et composés apparentés.

Les mousses contenant des PFAS peuvent être utilisées seulement si tous les rejets sont confinés et éliminés comme déchets industriels toxiques [47].

- Conformément à la Convention de Stockholm, Singapour interdit les LCPFCA, à compter du 16 décembre 2026.

- **Danemark**

- Depuis le 1er juillet 2025, un décret interdisant l'importation et la vente de vêtements, de chaussures et d'agents imperméabilisants pour vêtements et chaussures contenant des PFAS dès juillet 2026.

- Le plan d'action national relatif aux PFAS pour la période 2024-2027 a été adopté à l'unanimité par le Parlement danois. Il vise à prévenir, contenir et éliminer la pollution aux PFAS. Il comprend des initiatives qui déboucheront sur une nouvelle législation, la réduction des lacunes en matière de connaissances, le renforcement du suivi et de la réduction des PFAS dans l'environnement, ainsi que la mise en place de partenariats avec le secteur privé danois afin de réduire l'utilisation des PFAS dans l'industrie.

- Depuis juillet 2024, l'importation, la vente et l'utilisation d'émulseurs anti-incendie contenant des PFAS destinés aux sites d'exercices d'incendie sont interdites.

- Une interdiction nationale d'utiliser des PFAS dans le papier et le carton destinés aux emballages alimentaires est en vigueur depuis le 1er juillet 2020 et le restera jusqu'à l'entrée en vigueur de la réglementation européenne relative à ces substances dans les matériaux en contact avec les aliments (cf. 3.2.2.1).

- En 2025, une évaluation de l'Agence danoise de protection de l'environnement a conduit à la décision de retirer l'autorisation de mise sur le marché de 33 pesticides contenant 6 substances actives PFAS susceptibles de former de l'acide trifluoroacétique (TFA) : le fluazinam, le fluopyram, le diflufenican, le méfentrifluconazole, le tau fluvalinat et le flonicamide [48].

- L'Agence danoise de protection de l'environnement recense chaque année les substances chimiques présentes dans les produits de consommation courante. Il s'agit notamment des jouets, des articles pour enfants, des produits de loisirs, des cosmétiques, des bijoux, des textiles, des meubles et des produits d'entretien ménager.

La base de données de cette agence permet d'effectuer des recherches par substance, fonction et type de produit, entre autres : <https://vidensbank.mst.dk/>.

- **Corée du Sud :**

- Le PFOS, ses sels et le PFOS-F sont classés parmi les substances réglementées en vertu de la loi sur la maîtrise des polluants organiques persistants⁶. Cette loi interdit toute fabrication, importation, exportation et utilisation du PFOS, de ses sels et du PFOS-F, sauf exemptions spécifiques et utilisations autorisées par la Convention de Stockholm.

Le ministère coréen de l'Environnement a publié la loi sur l'enregistrement et l'évaluation, etc. des substances chimiques le 1er janvier 2015. Cette loi est également connue sous le nom de K-REACH. Des PFAS ont subi une évaluation du risque sous K-REACH. Selon le résultat, les substances peuvent être soumises à permission, restriction ou interdiction. Par exemple, le PFOS a été reconnu pour ses propriétés préoccupantes et est donc soumis à K-REACH en ce qui concerne l'enregistrement. Le système est similaire au REACH européen.

- **Chine :**

- En 2014, le ministère de la Protection de l'environnement interdit la production, le transport, l'utilisation, l'importation et l'exportation de PFOS, de ses sels et du PFOS-F, à l'exception de certaines exemptions et utilisations acceptables.

- **Royaume Uni [49] :**

- Un plan PFAS 2026 doit paraître. Il deviendra le cadre de référence pour la gestion, la régulation et la réduction des PFAS au Royaume-Uni. Ce plan renforcera la régulation des produits.
- Le Royaume-Uni prévoit un renforcement du cadre UK-REACH⁷ avec une possible restriction des PFAS dans les mousses anti-incendie d'ici 2027.

D'autres États tels que l'Inde, la Thaïlande ou le Vietnam mettent en place également une réglementation liée au PFAS dans les produits.

3.2.3. Cadre et Réglementation PFAS applicables aux eaux résiduelles industrielles

3.2.3.1. Union européenne

La Commission européenne travaille sur l'élaboration d'un document de référence BREF pour les installations de stockage de déchets dangereux (ISDD) et non dangereux (ISDND) qui sera publié en 2029 avec une mise en conformité des installations attendue pour 2033. La surveillance des PFAS dans les lixiviats des ISDND est envisagée, avec l'application possible de VLE [50].

3.2.3.2. France

L'arrêté ministériel en date du 24 août 2017 [51] modifiant l'arrêté ministériel du 2 février 1998 impose une valeur limite d'émission de 25 µg/L sur la molécule PFOS à l'ensemble des installations classées soumises à autorisation. Il prévoit une surveillance plus ou moins resserrée en fonction des niveaux d'émission.

⁶ Persistent Organic Pollutants Control Act.

⁷ Depuis 2021, UK REACH est le règlement en vigueur pour l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques au Royaume-Uni. Il remplace le règlement européen EU REACH, qui ne s'applique désormais plus sur le territoire britannique.

Depuis le 20 juin 2023, un arrêté ministériel [52] relatif à l'analyse des PFAS dans les rejets aqueux des **installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) soumises à autorisation**, prévoit que les exploitants listent les PFAS utilisés, produits, traités, rejetés ou produits par dégradation (présent ou passé), et réalisent des campagnes d'analyses de leurs rejets aqueux. Les industriels doivent ainsi réaliser trois campagnes de mesures, c'est-à-dire une mesure chaque mois sur trois mois consécutifs afin de moyenner les rejets. L'AM prescrit des analyses sur les points de rejets d'eau de l'installation. Cela inclut également les émissaires d'eaux de ruissellement des zones où ont été utilisées des mousses d'extinction d'incendie en quantité significative, ainsi que plus généralement ceux d'eaux contaminées par des PFAS. Les points de rejet des eaux pluviales non souillées ne sont pas concernés.

Deux types d'analyses sont requises par l'arrêté :

- L'estimation de la quantité totale de substances PFAS présentes via la méthode indiciaire par adsorption du fluor organique (AOF).
- La quantification des 20 PFAS de la réglementation européenne sur les eaux destinées à la consommation humaine⁸ en mesure ciblée, avec en complément l'analyse des molécules listées comme potentiellement présentes sur l'installation lors de l'inventaire.

*À noter : en France, un arrêté ministériel (3 septembre 2025) impose une campagne de surveillance dans les eaux en entrée et sortie de **stations de traitement des eaux usées urbaines (STEU)** de capacité $\geq 10\,000$ EH. De plus, la Directive européenne sur les eaux résiduaires urbaines révisées (DERU2) prévoit une surveillance des PFAS dans les eaux en entrée et sortie des STEU $\geq 10\,000$ EH lorsque les rejets s'effectuent dans une zone de captage.*

Le décret n° 2025-958 du 8 septembre 2025 [53] relatif aux modalités de mise en œuvre de la trajectoire nationale de réduction progressive des rejets aqueux de substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées des **installations industrielles**, d'une façon générale, détermine, à l'échelle nationale, une trajectoire globale, sur l'ensemble des sites industriels, de réduction des rejets aqueux de PFAS. Toutes les substances entrant dans le champ de la définition des PFAS de l'Organisation de coordination et de développement économiques (OCDE) de 2021 sont soumises aux dispositions du décret. La trajectoire nationale mentionnée à l'article L. 523-6-1 du code de l'Environnement est, par référence aux émissions estimées ou mesurées de l'année 2023 :

- Une diminution de 70 % d'ici le 27 février 2028 ;
- Tendant vers la fin des rejets d'ici le 27 février 2030.

Une redevance PFAS, créée par la loi n°2025-188 du 27 février 2025 constitue un instrument incitatif visant à réduire les émissions à la source. Le tarif de la redevance est fixé par la loi à 100 euros par tranche de 100 grammes de PFAS rejetés, avec indexation automatique sur l'inflation. Un amendement à la loi a été ajouté dans le cadre du projet de loi de finances pour 2026 [54], visant à rendre opérationnel le dispositif, et fixant l'entrée en vigueur le 1er mars 2026. Celle-ci a été, à ce jour (05/2026), décalée au 1er septembre 2026.

Deux projets de textes (un décret et un arrêté), en consultation au moment de la rédaction de ce rapport, précisent la liste des substances concernées, les modalités de détermination de l'assiette, les règles de surveillance des rejets ainsi que certaines modalités d'ajustement du dispositif. Les substances proposées sont les 20 PFAS de la réglementation européenne sur les eaux destinées à la consommation humaine (Directive 2020) et 8 PFAS spécifiques : 6:2 FTS, HFPO-DA, ADONA, PFTeDA, PFHxDA, TFA, PFODA, 6:2 FTAB.

⁸ Directive sur l'eau potable (UE n°2020/2184) consultable ici : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32020L2184>.

3.2.3.3. Autres pays

- **États-Unis** [55], [56] :

Aux États-Unis, il n'existe pas encore de valeurs limites d'émission (VLE) nationales pour les PFAS. L'US EPA suit toutefois une feuille de route stratégique et prépare des limites de rejets des eaux industrielles pour fixer des normes nationales par secteur industriel. La Caroline du Nord dispose d'un permis intégrant des valeurs seuils pour les PFAS et le Minnesota applique des valeurs pour le PFOS.

- **Belgique (Flandres)** :

La réglementation flamande sur l'autorisation environnementale impose la surveillance de 45 PFAS dans les eaux usées industrielles. Des valeurs limites d'émission sont fixées dans les permis d'autorisation des installations industrielles dès lors que les PFAS dépassent les limites de quantification (LQ) dans les rejets aqueux. Les LQ sont définies dans l'article 4 de l'annexe 4.2.5.2 de la réglementation flamande sur l'autorisation environnementale (VLAREM). Tous les PFAS sont considérés au même titre que s'ils étaient dangereux au regard de la classification CLP⁹ [57], [58], [59]¹⁰.

Des normes flamandes relatives aux PFAS dans différents milieux environnementaux sont en cours d'élaboration [44].

- **Pays-Bas** :

Tous les PFAS sont inscrits sur la liste ZZS, Zeer Zorgwekkende Stoffen (substances extrêmement préoccupantes) [44], [59]. Pour ces substances, les industries doivent étudier les options de réduction à la source (substitution ou optimisation/adaptation des procédés). Toutes les émissions résiduelles doivent être réduites au minimum selon les meilleures techniques disponibles avec quatre niveaux d'effort de réduction selon la catégorie de danger dont fait partie la substance.

- **Chine** [60] :

La norme locale relative aux rejets de polluants dans l'eau des parcs industriels chimiques de la province du Sichuan (DB51/3202-2024) est officiellement entrée en vigueur le 1er juillet 2025. En tant que première réglementation locale chinoise fixant spécifiquement les limites de rejet de PFOA et de PFOS pour les zones industrielles, elle marque une étape cruciale dans le contrôle des polluants émergents et la sauvegarde de la sécurité de l'environnement aquatique. Le Tableau 4 présente les concentrations maximales admissibles pour le contrôle des rejets de ces deux composés pour les industries et les stations d'épuration centralisées dans des zones industrielles.

TABEAU 4

Valeurs seuils pour le rejet du PFOA et PFOS dans les eaux par les industries et les stations d'épuration centralisées dans les zones industrielles pour la province du Sichuan

Polluant		Rejet indirect par les entreprises		Rejet direct des eaux usées par les stations d'épuration centralisées dans les parcs	
		Limites de rejet	Site de surveillance des rejets polluants	Limites de rejet	Site de surveillance des rejets polluants
Composés perfluorés	PFOA	0,05 mg/L	Point de rejet des eaux usées de l'entreprise	0,015 mg/L	Total des rejets d'eaux usées
	PFOA	Non détectable		Non détectable	

⁹ Classification, étiquetage et emballage des substances et mélanges (Règlement (CE) n° 1272/2008)

¹⁰ Le rapport « Parangonnage en matière de contrôle des PFAS dans les rejets industriels » (Ineris – 227182 – 2821510 – 10v3.0, 03/04/2025) présente une synthèse structurée des cadres réglementaires applicables aux PFAS dans les rejets industriels aqueux et atmosphériques et dans les eaux de surface. Il combine recherche bibliographique, expertise Ineris et étude comparative internationale basée sur un questionnaire adressé à 11 pays. La partie réglementaire met en perspective les référentiels internationaux, européens et extraeuropéens, puis recense et compare les VLE et NQE existantes.

- **Australie [42] & Nouvelle Zélande :**

Le PFAS NEMP 3.0 fixe des valeurs guides pour les eaux.

La Nouvelle Zélande s'aligne progressivement sur les exigences australiennes.

- **Italie [45], [59], [61] :**

Les PFAS ne sont pas encore réglementés au niveau national pour les rejets industriels. Un projet de loi (n°2392) est discuté depuis 2022 par le Parlement italien. Cette loi comportant plusieurs axes prévoirait notamment un durcissement des limites de rejet des PFAS dont les valeurs et les paramètres visés sont à définir. Il existe des restrictions régionales : le Piémont a fixé une limite pour les émissions industrielles dans les eaux de surface de 20 ng/L pour le PFOS à 20 ng/L et 100 ng/L pour le PFOA

- **Corée du sud [44] :**

Depuis 2013, la Corée effectue une surveillance environnementale du PFOS et, depuis 2015, une surveillance environnementale du PFOA.

- **Suède [59] :**

La Suède ne dispose pas de réglementation générale sur les émissions de PFAS, sauf quelques permis individuels imposant des limites ou une surveillance.

Quelques exigences spécifiques de contrôle existent pour les principaux secteurs identifiés comme émetteurs (sites d'entraînement incendie, aéroports et installations de stockage de déchets).

Depuis 2022, des orientations nationales ont été publiées pour les installations de stockage des déchets.

Certaines municipalités utilisent aussi les Normes de qualité environnementales (NQE) suédoises de qualité des eaux de surface comme limites d'émission lors du rejet d'eaux usées.

3.2.4. Cadre et Réglementation PFAS applicables à l'air : rejets atmosphériques et air ambiant

Aucune VLE n'est harmonisée au niveau européen.

La Commission européenne travaille sur l'élaboration d'un document de référence BREF pour les installations de stockage de déchets dangereux et non dangereux, qui sera publié en 2029 avec une mise en conformité des installations attendue pour 2033. La surveillance des PFAS dans le biogaz produit par les ISDND pour l'injection sur le réseau est envisagée [50]. Selon les membres du GT PFAS dans les déchets de l'Astee, des indicateurs environnementaux dont des concentrations recommandées dans le biogaz seront indiquées.

- **France :**

En France, l'arrêté ministériel du 31 octobre 2024 relatif à l'analyse des PFAS dans les émissions atmosphériques des installations d'incinération, de co-incinération et d'autres traitements thermiques vise les installations ICPE soumises à autorisation pour les rubriques suivantes (cf. Tableau 5).

TABLEAU 5

Rubriques ICPE sous le régime d'autorisation concernées par l'AM du 31/10/2024

Rubrique	Libellé
2770	Installation de traitement thermique de déchets dangereux, à l'exclusion des installations visées aux rubriques 2792 et 2793 et des installations de combustion consommant comme déchets uniquement des déchets répondant à la définition de biomasse au sens de la rubrique 2910.
2771	Installation de traitement thermique de déchets non dangereux, à l'exclusion des installations visées à la rubrique 2971 et des installations consommant comme déchets uniquement des déchets répondant à la définition de biomasse au sens de la rubrique 2910.
2971	Installation 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 dans une installation prévue à cet effet, associés ou non à un autre combustible.
3520	Élimination ou valorisation de déchets dans des installations d'incinération des déchets ou des installations de co-incinération des déchets.

Cet arrêté intègre les dispositions suivantes :

- Prescription de la mesure et l'analyse de 49 substances PFAS, du fluorure d'hydrogène et des paramètres périphériques classiques (débit, température, etc.) dans les émissions atmosphériques des installations de traitement thermique de déchets, classées sous au moins une des rubriques suivantes de la nomenclature des installations classées : 2770, 2771, 2971, 3520 ;
- Prescriptions relatives aux exigences sur les protocoles de prélèvements et d'analyses à respecter (laboratoires accrédités et/ou agréés selon les paramètres, limites de quantification pour les substances PFAS, etc.) ;
- Prescriptions des délais dans lesquels les exploitants d'installations concernées doivent faire réaliser le prélèvement des substances, courant de fin 2025 à mi-2028 conformément au plan d'actions interministériel ;
- Prescriptions relatives à la transmission des résultats d'analyse.

Il n'existe pas de valeur de gestion pour les PFAS dans l'air ambiant ou l'air intérieur en France.

- **États-Unis [62] :**

Aucune réglementation fédérale ne limite les émissions de PFAS dans l'air. Cependant, l'US-EPA a indiqué qu'il s'agissait d'une priorité dans sa feuille de route stratégique en 2021.

En avril 2025, sept États avaient publié une réglementation ou norme relative aux PFAS dans les émissions atmosphériques :

- Michigan : seuil sur le PFOA, le PFOS et le 6:2 FTS
- Minnesota : recommandations en matière d'évaluation des risques sanitaires avec des valeurs limites sur le PFOS, PFHxS, PFOA, PFBS, PFHxA et PFBA

- **New Hampshire** : limites de qualité de l'air ambiant (APFO) :

- New Jersey : valeurs limites d'exposition professionnelle pour le PFOA et le PFOS
- New York : Concentration guide annuelle pour le PFOA
- Texas : Dose de référence orale pour l'APFO, le PFOS et le PFOA
- Wisconsin : Classification polluants atmosphériques dangereux avec norme d'émission pour le PFIB et l'APFO

- **Belgique (Flandres)** [44], [59], [63] :

En Belgique, l'administration travaille pour élaborer des VLE pour les émissions atmosphériques. Par ailleurs, des valeurs d'évaluation pour les PFAS dans l'air et les dépôts ont été élaborées fin 2024. Ces valeurs proposées ne constituent pas encore un cadre législatif, ce cadre n'est pas encore inscrit dans la VLAREM. En ce qui concerne la qualité de l'air, les valeurs moyennes annuelles d'évaluation de la concentration dans l'air sont présentées dans le Tableau 6.

TABLEAU 6

Valeurs moyennes annuelles d'évaluation proposées de la concentration en PFAS dans l'air dans les Flandres

Paramètre	Zone type	Valeur d'évaluation (ng/m ³)
Somme 4 PFAS (PFOS + PFOA + PFNA + PFHxS)	Hors secteur industriel	0.3
	Industrie	2.2
HFPO-DA	Hors secteur industriel	1.4
6:2 FTS	Hors secteur industriel	30
PFBS	Hors secteur industriel	140
PFPrA	Hors secteur industriel	245
PFBA	Hors secteur industriel	460

En ce qui concerne les dépôts, les valeurs d'évaluation sont de :

- 82,6 ng/m³/jour pour le PFOS (l'objectif à long terme serait de fixer 3,3 ng/m³/jour)
- 140 ng/m³/jour pour le PFBA

- **Pays-Bas** [44], [64] :

De la même façon que pour l'eau, pour les émissions dans l'air de substances inscrites comme ZZS, une VLE et une surveillance s'appliquent. Toutes les émissions résiduelles doivent être réduites au minimum selon les meilleures techniques disponibles avec 3 niveaux d'effort de réduction selon la catégorie de danger dont fait partie la substance. L'annexe III du décret environnemental définit la classe de la substance et donc sa valeur limite d'émission.

L'annexe au rapport de l'Ineris « Paragonnage en matière de contrôle des PFAS dans les rejets industriels, Verneuil-en-Halatte : Ineris – 227182 – 2821510 – v3.0, 03/04/2025 » donne des VLE pour 3 PFAS :

- PFOS : 0,05 mg/Nm³
- PFOA : 1 mg/Nm³
- Gen-X / HFPO-DA : 1 mg/Nm³

- **Italie** [59], [61] :

Les PFAS ne sont pas encore réglementés au niveau national pour les rejets industriels. Un projet de loi (n°2392) est discuté depuis 2022 par le Parlement italien. Cette loi comportant plusieurs axes prévoirait notamment un durcissement des limites de rejet des PFAS et un renforcement de la protection de la qualité de l'air avec la création de protocoles de contrôle de la qualité de l'air et la surveillance autour des installations traitant des PFAS.

- **Allemagne** [45] :

Des valeurs maximales dans l'air sur le lieu de travail (valeurs MAK) sont définies pour le PFOA (0,005 mg/m³) et le PFOS (0,01 mg/m³).

3.2.5. Cadre et Règlementation PFAS applicables aux boues d'épuration et industrielles

- **UE** [65] :

L'article 21 de la DERU2 définit la liste des polluants à surveiller, sauf s'il est démontré qu'ils sont absents des rejets, en entrée et sortie des STEU d'agglomération de plus de 10 000 EH ainsi que dans les boues. Les PFAS sont explicitement mentionnés. La transposition en droit français de cette directive est en cours à ce jour.

Pour rappel : les directives européennes doivent être transposées dans les législations nationales des États membres.

- **France** :

Suite à l'identification, dans les Ardennes, d'une concentration en PFAS dans les eaux destinées à la consommation humaine plus élevée que 0,1 µg/L, l'utilisation des boues de STEU, des boues industrielles et des digestats de méthanisation est interdit pour 12 mois par arrêté préfectoral (n° 2025-645 du 26/09/2025) sur l'ensemble des aires de captages et périmètres de protection de cette zone ardennaise [66].

En effet, depuis l'été 2025, la consommation de l'eau du robinet à des fins de boisson est interdite dans 13 communes ardennaises en raison d'une concentration de la somme des 20 PFAS supérieure à 0,1 µg/L. La présence de PFAS pourrait être liée à l'épandage de boues papetières utilisées comme amendement agricole sur des parcelles situées à proximité de captages d'eau potable. Des investigations complémentaires sont en cours pour mieux comprendre l'origine de la pollution dans cette région [67].

La circulaire, publiée le 27 avril 2026, relative à la recherche de PFAS dans les boues issues de stations d'épuration destinées à la valorisation agricole et à la gestion des boues contenant des PFAS cadre la campagne de recherche de 52 PFAS dans celles-ci. Sont visées les plus grosses stations d'épuration urbaines ou industrielles ainsi que toutes les stations d'épuration recevant les effluents d'installations industrielles du secteur du textile et du papier. Cette circulaire met en place un cadre de gestion réglementaire des boues de STEP contenant des PFAS, précisant des seuils permettant la valorisation des produits issus de l'économie circulaire.

Cette circulaire devrait être complétée par un arrêté ministériel qui viendra poser un cadre pérenne pour la gestion des boues applicable à compter du 1er janvier 2027.

- **États-Unis** [68], [69], [70] :

L'US-EPA a publié en janvier 2025 un projet d'évaluation des risques concluant que l'exposition au PFOS et au PFOA dans les boues peut présenter des risques pour la santé humaine dans certaines circonstances. La réglementation aux États-Unis est donc en évolution sur ce sujet. Cependant, l'EPA n'a publié aucune réglementation contraignante relative aux PFAS dans les biosolides. Les États sont moteurs :

- L'Oklahoma a déposé un projet de loi en janvier 2025 pour interdire l'épandage de boues d'épuration provenant de STEU.
- Le Maine a interdit l'épandage de boues contenant des PFAS depuis 2022.
- Le Connecticut a interdit dès 2024 la vente de biosolides et de boues d'épuration contenant des PFAS.
- Le Maryland a fixé des valeurs seuils :
 - Si PFOS et PFOA < 20 µg/kg MS : application possible sans limite
 - Si PFOS ou PFOA ≥ 20 µg/kg MS et < 50 µg/kg MS : réduction de dose
 - Si PFOS ou PFOA ≥ 20 µg/kg MS et < 50 µg/kg MS : réduction de dose
 - PFOS ou PFOA ≥ 100 µg/kg : Interdiction d'épandage
- Le Michigan, le Maryland et l'État de New York exigent la surveillance des PFAS dans les biosolides épandus sur les terres. Ainsi, toutes les STEU sont tenues de prélever des échantillons pour détecter la présence de PFAS avant l'épandage. Des valeurs seuils sont définies pour la gestion des boues contenant des PFAS. Ces règles sont légèrement différentes d'un État à l'autre. Le Tableau 7 présente les différents seuils pour ces trois États [70].

TABLEAU 7

Valeurs seuils pour la gestion des boues pour les États du Maryland, de New York et du Michigan

État	Seuils (µg/kg MS)	Substances	Gestion
New York	< 20	PFOS+PFOA	Application possible
	Entre 20 et 50	PFOS ou PFOA	Teneurs à rendre conformes sous 1 an
	≥ 50	PFOS ou PFOA	Interdiction d'épandage
Michigan	< 20	PFOS+PFOA	Application possible
	Entre 20 et 100	PFOS ou PFOA	Dose d'épandage réduite
	≥ 100	PFOS ou PFOA	Interdiction d'épandage
Maryland	< 20	PFOS+PFOA	Application possible
	Entre 20 et 50	PFOS ou PFOA	Dose d'épandage réduite
	Entre 50 et 100	PFOS ou PFOA	Dose d'épandage réduite
	≥ 100	PFOS ou PFOA	Interdiction d'épandage

- Le Texas travaille sur un projet de loi qui établirait des concentrations limites de PFAS dans les boues destinées à être utilisées comme engrais, amendement du sol, substitut de terre végétale ou à d'autres fins agricoles similaires. Ce projet de loi imposerait des tests mensuels obligatoires et rendrait obligatoire l'élimination des lots non conformes dans une installation de stockage de déchets dangereux ou un incinérateur.

- Plusieurs États (Colorado, Vermont, New Hampshire, Minnesota, Massachusetts) exigent la surveillance des PFAS dans les biosolides.
 - D'autres États étudient la présence de PFAS dans les biosolides et boues d'épuration pour une meilleure connaissance, mais n'imposent rien.
 - Le Mississippi a rejeté un projet de loi déposé en 2022 sur l'interdiction de l'épandage de boues contenant des PFAS.
- En Australie, le PFAS NEMP 3.0 fixe des valeurs guides pour les biosolides destinés à l'épandage agricole pour le PFOA, le PFOS + PFHxS [42]. La Figure 2 présente les critères retenus pour PFOS+PFHxS et PFOA dans les biosolides ainsi que les concentrations maximales admissibles de contaminants dans les sols (MASCC) selon une marge de sécurité de 1, 2 et 5. Ces marges sont issues d'une évaluation du risque et sont choisies par les autorités environnementales sur la base d'une proposition technique dans une logique de gestion du risque. Elle dépend du contexte : incertitudes associées aux données disponibles, environnement du site (sensibilité du milieu par exemple) et scénarios d'exposition (transferts vers les cultures, ressources en eau etc.). Ainsi, la marge de 1 pourrait être choisie pour les situations bien maîtrisées tandis que la marge de 5 pourrait être choisie pour les situations sensibles.

Le scénario « restricted use » (usage restreint) suppose que les biosolides sont épandus sur des terres agricoles et incorporés au sol à des fins agricoles. Le scénario « unrestricted use » (usage non restreint) suppose que leur épandage est fait sans restriction de dose.

FIGURE 2

Seuils décisionnels pour PFOS+PFHxS et PFOA dans les biosolides et concentrations maximales admissibles de contaminants dans les sols (MASCC)

Criteria type	Margin of safety ^a	PFOS+PFHxS (µg/kg)	PFOA ^b (µg/kg)
Biosolids threshold restricted use	5	6.2	16
	2	15	40
	1	31	81
Biosolids threshold unrestricted use ^c	5	0.22	0.6
	2	0.55	1.5
	1	1.1	3
MASCC	5	0.22	0.6
	2	0.55	1.5
	1	1.1	3

Notes

- a. The default margin of safety is 1.
- b. The PFOA criteria are based on the interim soil ecological indirect exposure guideline value for PFOA.
- c. The unrestricted use threshold may not be applicable in all jurisdictions. Where it is applicable, it should be applied to the final biosolids product for land application.

Le dépassement de ces valeurs déclenche une analyse de risque, mais pas automatiquement une interdiction.

- **Danemark** [44], [71] :

Le Danemark dispose de valeurs limites de qualité environnementale pour les PFAS dans les boues d'épuration destinées à l'agriculture depuis 2021 :

- 10 µg/kg de MS pour la somme des 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS) ;
- 400 µg/kg de MS pour la somme de 22 PFAS (PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA et PFTrDA).

- **Allemagne** [44], [71] :

L'Allemagne a établi des valeurs seuils et valeurs guides pour limiter la concentration d'acides perfluorocarboxyliques (PFCA) et d'acides perfluoroalkylés (PFSA) les boues d'épuration. La valeur seuil est de 100 µg/kg MS pour la somme du PFOA et du PFOS depuis 2019.

- **Autriche** [71] :

Il existe une limite pour les PFAS dans les boues d'épuration utilisées sur les sols agricoles : 100 µg/kg MS pour la somme du PFOA et du PFOS.

- **Suède** [59], [71], [72] :

Des valeurs guides sont établies pour limiter les risques sanitaires liés à la contamination des sols. La valeur guide préliminaire (i.e. valeur provisoire fondée sur les données disponibles destinée à être utilisée tant que les valeurs réglementaires définitives ne sont pas encore établies) pour le PFOS dans les sols sensibles est de 3 µg/kg MS et de 20 µg/kg MS pour les sols moins sensibles. Le classement des sols est lié à leurs usages et à l'exposition humaine.

En 2008, Revaq (SPCR 167), un système de certification des stations d'épuration, a été lancé dans le but de réduire le rejet de substances dangereuses et améliorer la qualité des boues épandues sur les terres agricoles suédoises. Certaines STEU disposent de VLE pour les PFAS dans l'eau.

- **Norvège** [71] :

Une valeur limite pour la somme du PFOA et du PFOS (40 µg/kgMS) a été fixée.

- **Belgique** [73] :

Le Gouvernement wallon a adopté plusieurs mesures temporaires, fondées sur le principe de précaution, pour limiter les risques liés à la valorisation des boues en agriculture. Ces mesures sont entrées en vigueur le 1er janvier 2025. Parmi elles, des valeurs cibles sont fixées pour plusieurs PFAS dans les boues :

- 40 µg/kg de matière sèche (MS) pour six PFAS prioritaires (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS, PFDA, PFHxA).
- 400 µg/kg MS pour la somme de 22 PFAS (PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoS, PFTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA), afin de limiter leur concentration dans les boues destinées à l'épandage.

Par ailleurs, une surveillance renforcée est prévue. Si ces valeurs sont dépassées, les boues concernées ne pourront plus être valorisées en agriculture et devront être destinées à être incinérées après contre-analyses. Les STEU dont les boues dépassent les seuils deux fois consécutives devront effectuer un suivi mensuel et se conformer à six échantillons consécutifs en dessous des seuils avant de reprendre la valorisation agricole.

En Flandres, la somme des 20 PFAS de la réglementation européenne sur les eaux destinées à la consommation humaine (Directive 2020) doit être inférieure ou égale à 15 µg/kg MS [70].

- **Canada [74] :**

Au Canada, la réglementation des biosolides relève principalement des provinces et territoires, mais l'Agence canadienne d'inspection des aliments encadre leur vente et importation comme engrais. Depuis octobre 2024, une norme provisoire pour les biosolides municipaux impose une valeur limite de moins de 50 µg/kg de PFOS pour les biosolides vendus ou importés comme engrais. Cette mesure vise à empêcher l'utilisation de biosolides fortement contaminés par des intrants industriels.

3.2.6. Cadre et Réglementation PFAS applicables aux sols

La directive (UE) 2025/2360 du Parlement européen et du Conseil du 12 novembre 2025 relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols) [75] établit un cadre européen commun de surveillance et d'évaluation de la santé des sols, avec pour objectif global d'atteindre des sols en bon état d'ici 2050 et de garantir leurs services écosystémiques¹¹. Elle repose sur des principes clés tels que la réduction de la contamination des sols à des niveaux non nocifs, l'amélioration continue et la prévention de leur dégradation, via des systèmes harmonisés de suivi, de gestion des sites pollués et de soutien aux pratiques durables dans les États membres. L'article 8 de cette directive prévoit que la Commission européenne dresse, avant le 17/06/2027, une liste des contaminants des sols présentant des risques potentiels importants pour la santé des sols et la résilience des sols, la santé humaine ou l'environnement, et les contaminants des sols pour lesquels des données sont nécessaires pour faire face à l'incidence de ces risques potentiels importants. Les PFAS sont explicitement mentionnés comme devant faire partie de cette liste.

Les États membres devront conduire la première évaluation de la santé de leurs sols au plus tard le 17 décembre 2031 – puis tous les six ans.

Il n'existe pas de valeur de gestion pour les PFAS dans les sols en France.

Le Danemark dispose de critères nationaux de qualité environnementale pour les PFAS dans les sols [44], [45] :

- 10 µg/kg de MS pour la somme des 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFNA et PFHxS).
 - 400 µg/kg de MS pour la somme de 22 PFAS (PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA et PFTrDA).
 - Certains composés disposent également de valeurs spécifiques sans les sols, remplacées par les valeurs européennes si ces dernières deviennent plus restrictives.
- PFOS : 400 µg/kg MS.
 - PFOSA : 400 µg/kg MS.
 - PFOA : 1 300 µg/kg MS.

Le rapport de RECORD de 2024 « Composés perfluoroalkylés et polyfluoroalkylés (PFAS) dans les sols en place et matériaux excavés (sols et sédiments) – Identification, quantification et valeurs de référence » [45] rapporte différentes valeurs de qualités pour la matrice sol :

- Allemagne : valeurs maximales dans les lixiviats permettant la mise en décharge des sols dans des sites non restreints, décharges à ciel ouvert et décharges fermées avec des modalités de gestion du risque.
- Belgique : valeur maximale pour PFOS et PFOA selon l'usage du sol et limite pour la réutilisation des sols pour PFOS, PFOA et somme des PFAS.
- Pays-Bas : limites pour PFOS et PFOA selon l'usage du sol.

¹¹ Les États membres ont jusqu'au 17 décembre 2028 pour transposer le texte.

Nous conseillons de se reporter à ce rapport pour plus de détail.

Le rapport du BRGM de 2024 « État des lieux sur la méthodologie pour la détermination des valeurs de fonds en PFAS dans les sols Européens » par Cavelan A. et Togola, A. [76] dresse un état de l'art des valeurs de fond et des valeurs guides pour les sols européens et américains. Voici les informations identifiées pour les sols européens :

- En Suède, des valeurs guides génériques en PFAS existent pour l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé des sols : pour le PFOS et la somme des 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFNA, et PFHxS).
- Aux Pays Bas, des valeurs guides temporaires pour les sols existent pour le PFOA et le PFOS.
- La Belgique met à jour des valeurs seuils dans les sols et les eaux souterraines pour la remédiation des sols et la réutilisation des terres [44], [59].
- En Allemagne, des valeurs limites pour le PFOA, le PFOS et le PFBA pour la voie de contamination sol-eaux souterraines ont été fixées en 2023 par le règlement fédéral relatif à la protection des sols [44].

3.2.7. Cadre et Règlementation PFAS applicables aux déchets

En Norvège, le Pollution Control Act régit les permis de rejets pour toutes les activités industrielles, y compris les usines de traitement de déchets. Celles-ci doivent rechercher et déclarer les niveaux de PFAS dans leurs rejets et demander une autorisation pour en rejeter certains (PFHxS, PFOS, PFOA, C9-C14 PFCA) [34].

En Australie, le PFAS NEMP 3.0 fixe un cadre pour les déchets et installations de traitement de déchets [42]:

- Valeurs guides pour les déchets,
- Surveillance des PFAS dans les lixiviats de d'installations de stockage,
- Protocole d'acceptation en installations de stockage (boues, mousses incendie, matériaux fluorés),
- Élimination des matériaux dépassant les valeurs guides,
- Traçabilité complète et évaluation des risques avant réutilisation,
- Classement des installations de stockage.

Au Japon, en lien avec la loi sur le contrôle des substances chimiques (cf. 3.2.2.6), tous déchets contenant du PFOS, du PFOA et du PFHxS ainsi que leurs sels sont soumis à une destruction contrôlée.

Aux États-Unis, un cadre de responsabilité très strict permet la gestion des déchets. Le PFOS et PFOA ont été désignés substances dangereuses dans la Loi sur la responsabilité environnementale globale, l'indemnisation et la réparation (CERCLA¹²) en 2024, introduisant une responsabilité stricte et rétroactive. La désignation CERCLA soumet les déchets contenant ces substances aux obligations CERCLA en matière de traitement, stockage, transport et élimination [77] :

- Les opérateurs de sites doivent désormais déclarer tout relargage de déchets PFAS,
- Les gestionnaires de déchets deviennent potentiellement responsables des coûts de dépollution,
- Les déchets PFAS doivent désormais être gérés conformément à toutes les exigences fédérales et étatiques relatives aux substances dangereuses,
- Les entreprises sont davantage exposées aux litiges et aux actions de recouvrement.

¹² The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act.

3.3. SYNTHÈSE

La tendance est à un renforcement de la réglementation. Cela se traduit notamment par des interdictions de substance au niveau global qui s'accroissent et par une surveillance accrue des biosolides et des effluents industriels (principalement aqueux). Quelques différences fortes sont à noter :

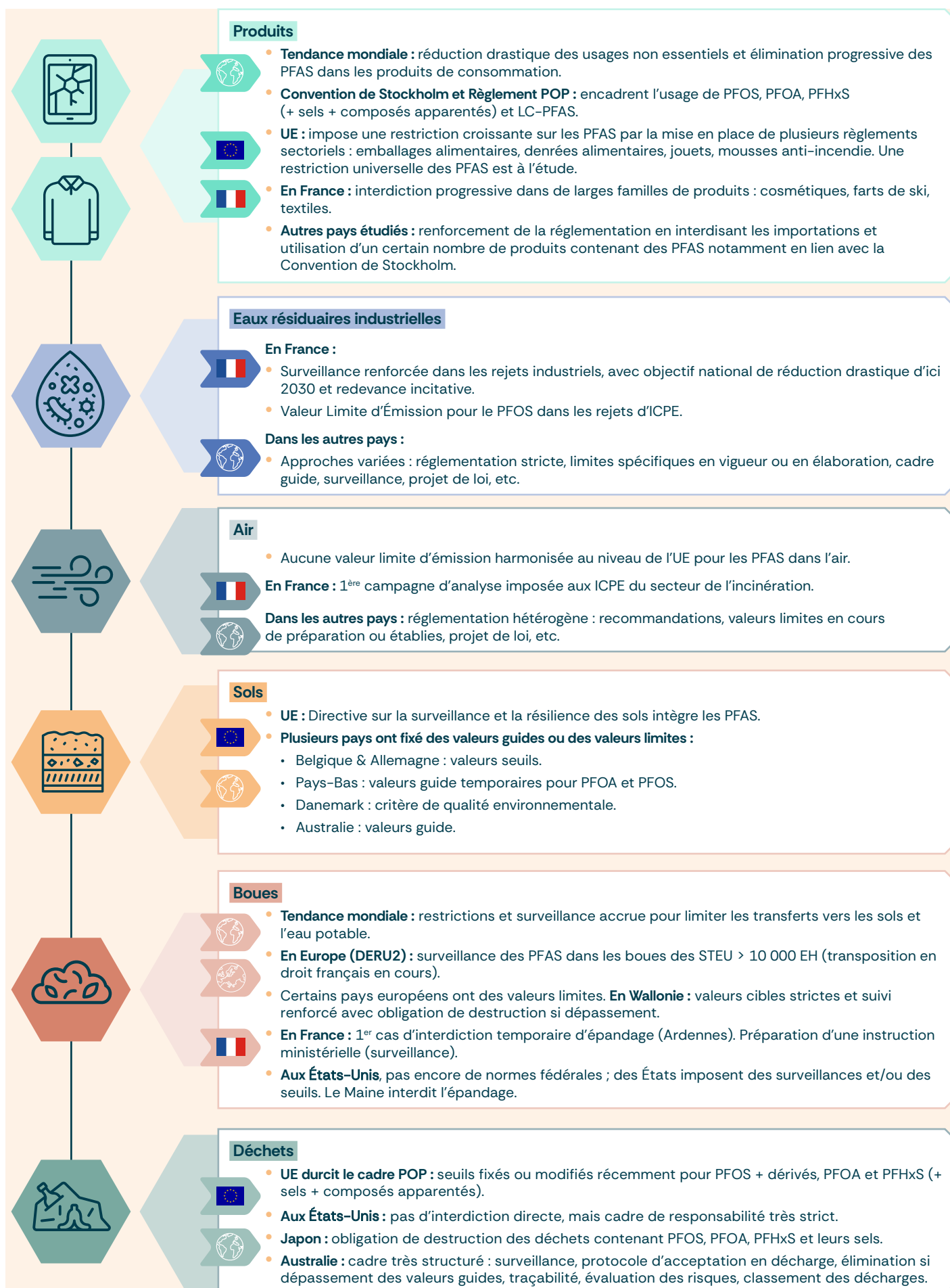
- Certains États des États-Unis sont dynamiques, mais très peu de décisions sont prises au niveau fédéral.
- L'Union européenne accroît fortement la surveillance et la réglementation ces dernières années. Un bannissement global est à l'étude.
- L'Australie a un cadre environnemental très avancé sur les PFAS (NEMP).
- Le Canada possède un plan d'action national d'interdictions et de restrictions.
- Les approches des autres États étudiés (Inde, Vietnam, Thaïlande, Nouvelle-Zélande, Chine, Corée du Sud, Japon, Singapour, etc.) sont en phase de structuration.

La Figure 3 propose une représentation synthétique et visuelle de cet état de l'art international.

L'annexe II présente brièvement la réglementation française applicable en mars 2026.

FIGURE 3

Synthèse visuelle de l'état de l'art et de la réglementation et du cadre à date (05/2026)



4.

Alternatives de substitution

La substitution vise à limiter les émissions dans l'environnement et à limiter l'exposition du public en agissant à la source. Il existe aujourd'hui de nombreuses solutions alternatives aux PFAS, mais leur disponibilité dépend fortement du secteur d'usage (textile, électronique, emballage, industrie lourde, etc.) [78].

Plusieurs études en cours ou finalisées permettent d'identifier des solutions de remplacement : soit produit/remplacement, soit molécule/remplacement. Deux rapports de l'INERIS détaillent les différentes initiatives et sources de substitution [59], [79].

Il est intéressant de connaître les tendances en matière de solutions de substitution afin d'identifier les modifications qui sont intervenues ou pourraient intervenir dans les déchets entrants.

4.1. DOCUMENTS LIÉS À LA RÉGLEMENTATION

Lors de l'inscription d'une substance à la Convention de Stockholm, les solutions de remplacement sont inventoriées. Pour chacun des PFAS inscrits à la Convention (cf. 3.2.1.1.1), l'évaluation de la gestion des risques est disponible, comportant cet inventaire [80].

Pour le PFOS et ses composés apparentés, des directives concernant les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales ont été publiées en 2012 et mises à jour en 2021, avec l'ajout du PFOA [81]. Celles-ci donnent des indications sur les alternatives existantes.

De la même façon, le dossier de restriction élaboré par les soumissionnaires puis mis à jour par les deux comités scientifiques en charge de son évaluation contient des données complètes et détaillées des usages et des alternatives [82].

4.2. PROJET ZeroPM

Au niveau européen, le projet ZeroPM vise à connecter et renforcer les stratégies de prévention, de priorisation et d'élimination afin de protéger l'environnement et la santé humaine des substances persistantes et mobiles. Dans ce cadre, une base de données d'alternatives aux substances persistantes, mobiles et toxiques et aux PFAS est élaborée. À ce jour, elle ne contient que des alternatives aux PFAS et est mise à jour régulièrement. Les alternatives sont classées selon leur maturité (disponible, usage limité, disponible mais pas encore utilisé pour l'usage, non commercialisé).

Les auteurs précisent que : « Étant donné que les PFAS sont utilisés dans de multiples produits et qu'ils ne peuvent souvent être remplacés que par d'autres matériaux ou technologies, il est impossible de constituer une base de données exhaustive pour chaque substance. C'est pourquoi la base de données a été structurée autour de catégories d'utilisation des PFAS ». À ce jour, 18 catégories d'utilisation des PFAS ont été renseignées. Pour chacune la base de données fournit la liste non exhaustive des PFAS avec leur numéro CAS. Pour chaque utilisation d'une substance, la base de données fournit :

- Sa catégorie d'utilisation et éventuellement une sous-catégorie et une application,
- Sa fonction chimique/technique : liée à ses propriétés physico-chimiques,
- Sa fonction d'utilisation finale : l'apport de cette substance dans un produit ou un procédé,
- Et sa fonction en tant que service : les services rendus par l'utilisation de cette substance,
- Ses alternatives.

Par exemple, le PFBS est utilisé dans la catégorie « Matériau de contact alimentaire », sous-catégorie « Ustensile de cuisine » pour l'application « Ustensile de cuisine grand public ». Les PFAS ont pour cette utilisation plusieurs fonctions chimiques, d'utilisation finale et en tant que service. Des alternatives sont disponibles pour cette utilisation. Le Tableau 8 présente les fonctions, et le Tableau 9 les alternatives pour cette application.

TABLEAU 8

Fonctions des PFAS dans l'application Ustensile de cuisine grand public, catégorie Matériau de contact alimentaire

Fonction technique	Fonction d'utilisation finale	Fonction en tant que service	Exigences de performance
Agent anti-adhésif	Propriétés antiadhésives	Faciliter le nettoyage	Les alternatives doivent être résistantes aux hautes températures (jusqu'à 260°C), présenter de faibles propriétés de friction, une bonne résistance à l'abrasion et une bonne résistance chimique.
Agent anti-adhésif	Propriétés antiadhésives	Empêcher les aliments de coller pendant la cuisson	
Agent imperméabilisant	Propriétés hydrophobes / imperméabilisation	Faciliter le nettoyage	
Agent imperméabilisant	Propriétés hydrophobes / imperméabilisation	Empêcher les aliments de coller pendant la cuisson	
Stabilisateur thermique	Résiste à des températures élevées	Améliorer la durabilité	
Inhibiteur de corrosion	Offrir une résistance aux produits chimiques agressifs	Améliorer la durabilité	
Inhibiteur de corrosion	Offrir une résistance aux produits chimiques agressifs	Faciliter le nettoyage	

TABLEAU 9

Alternatives des PFAS dans l'application Ustensile de cuisine grand public, catégorie Matériau de contact alimentaire

Nom de la substance	Type d'alternative	Chimie générale	Changement de fonctionnalité	Adoption par le marché
Revêtement céramique	Matériau alternatif	Inorganique	Pas de changement dans la performance	Déjà utilisé
Ustensile en Silicone		À base de silicone	Pas de changement dans la performance	Déjà utilisé
Revêtement superhydrophobe		Inconnue	Plus de tests sont nécessaires	Pas encore largement disponible/testé
Revêtement en aluminium anodisé		Inorganique	Pas de changement dans la performance	Déjà utilisé
Acier inoxydable		Inorganique	Beaucoup plus durable	Déjà utilisé
Fonte émaillée		Inorganique	Pas de changement dans la performance	Déjà utilisé
Fonte		Inorganique	Pas de changement dans la performance	Déjà utilisé
Acier au carbone		Inorganique	Pas de changement dans la performance	Déjà utilisé

La principale source d'information de la base de données pour identifier ces alternatives est la proposition de restriction de toutes les utilisations des PFAS dans le cadre du règlement REACH et la plateforme ChemSec Marketplace (cf. 4.3). Les auteurs prévoient d'élargir la recherche.

Une publication explicite le travail effectué pour constituer la base de données. Figuière et al. [83] indiquent avoir recensées 1697 substances PFAS dans 18 catégories d'utilisation, 85 usages et 325 applications directes.

Les fonctions les plus courantes recensées des PFAS dans les produits et les procédés sont :

- Stabilisateur thermique,
- Inhibiteur de corrosion,
- Agent d'imperméabilisation.

Ils précisent que de nombreux PFAS remplissent plusieurs fonctions en même temps, ce qui rend la substitution complexe (parfois jusqu'à 8 fonctions chimiques pour une seule application).

Au total 530 alternatives ont été listées mais environ 90 applications n'ont encore aucune alternative satisfaisante identifiée.

Certaines substitutions sont évaluées comme des remplacements problématiques (10) tandis que d'autres n'ont pas de préoccupations identifiées à ce jour (130).

Ils estiment à 10 % les usages identifiés comme non essentiels mais les alternatives ne sont pas toujours disponibles.

4.3. CHEMSEC PFAS GUIDE

L'ONG suédoise spécialiste des risques chimiques, ChemSec, propose un guide sous forme d'outil en ligne (<https://pfas.chemsec.org/>) permettant de connaître les utilisations et fonctions potentielles des PFAS dans des produits de divers secteurs industriels.

Une base de données des alternatives à ces utilisations répertorie les techniques déposées par les producteurs de solutions de substitution sur le Chemsec – Marketplace (<https://marketplace.chemsec.org/>).

Cette base de données est reliée au guide permettant d'identifier les alternatives pour les utilisations et fonctions des PFAS recherchés.

4.4. ÉTAT DES LIEUX DES USAGES PFAS ET ALTERNATIVES DOCUMENTÉES (INERIS, 2025)

Le rapport de l'Ineris intitulé « État des lieux des usages des PFAS et alternatives documentées » publié en septembre 2025 [79] présente une cartographie détaillée et documentée des usages des PFAS et des solutions de substitution envisageable. Il s'appuie notamment sur le dossier de restriction universelle des PFAS déposé dans le cadre de REACH (cf. 3.2.1.3) et sur le projet ZeroPM. Pour chacun des secteurs d'usage présentés, le rapport présente les enjeux, les fonctions techniques des PFAS et la disponibilité d'une alternative. 612 PFAS ont été étudiés dans 18 secteurs, 80 usages et 269 applications directes.

4.5. AUTRES

Le gouvernement canadien a publié un rapport concernant les alternatives aux PFAS dans le secteur textile [84].

Cheng et al [85] dressent un état des lieux sur 4 PFAS dits « alternatifs » utilisés pour remplacer le PFOA et le PFOS mais dont les impacts environnementaux et sanitaires restent préoccupants : Gen-X, ADONA, 6:2 CI-PFAES et 6:2 FTAB. Les auteurs analysent notamment leurs propriétés physico-chimiques, leur devenir environnemental et leur toxicité.

5.

Problématiques liées à l'analyse des PFAS

L'analyse des PFAS dans les matrices déchets présente un niveau d'**incertitude élevé**, en raison de l'hétérogénéité des déchets, des faibles concentrations recherchées et des risques de **contamination ou de contamination croisée** lors du prélèvement, du conditionnement et de la préparation des échantillons. Une vigilance particulière doit être portée à la nature des matériels utilisés, aux conditions d'homogénéisation et de sous-échantillonnage, ainsi qu'à la représentativité de l'échantillon analysé. La constitution de reliquats ou d'échantillons en double apparaît souhaitable afin de sécuriser l'interprétation, permettre d'éventuelles contre-analyses et renforcer la robustesse des résultats obtenus.

Les problématiques relevées ci-après sont basées sur les connaissances et incertitudes identifiées à date. Elles sont susceptibles d'évoluer rapidement.

Comme le précise le rapport de l'Académie des Sciences (2025) [78], « *les technologies analytiques modernes disponibles permettent d'identifier et de quantifier moins d'une centaine de PFAS (sur les milliers existants) mais cette liste continue de s'allonger grâce aux progrès dans ce domaine (...). Malgré des stratégies analytiques bien établies pour le dosage des composés organiques dans différentes matrices environnementales, la détection et la quantification des PFAS restent un véritable défi* ».

En effet, le nombre très important de PFAS, la grande diversité de leurs propriétés, leur métabolisation, le coût des recherches, les difficultés d'échantillonnage/stockage/préparation des échantillons, la très faible concentration et les faibles limites de détection/quantification à atteindre rendent leur surveillance et leur analyse extrêmement compliquées.

L'analyse des PFAS est donc un enjeu important dans la compréhension de la problématique et l'action pour y faire face.

Le plan d'action interministériel sur les PFAS publié en avril 2024 [86] place l'acquisition des connaissances sur les méthodes de mesures des émissions en 1er axe de travail. Plusieurs actions portent sur le développement et le renforcement de méthode et de dispositifs de surveillance :

- Axe 1 Action n°1 « Développer des méthodes de mesure des émissions, des contaminations de l'environnement et de l'imprégnation des humains et des autres organismes vivants » ;
- Axe 2 Action n°3 : « Renforcer les dispositifs de surveillance des émissions » (et n°4 « Renforcer les dispositifs de surveillance des milieux » et n° 5 « Renforcer les dispositifs de surveillance des denrées alimentaires et des produits de consommation » ;
- Axe 3 Action n°10 « Soutenir au niveau européen la procédure introduite dans le cadre de REACH proposant une restriction large, pour maîtriser les risques liés à la fabrication, l'utilisation ou la mise sur le marché des PFAS ».

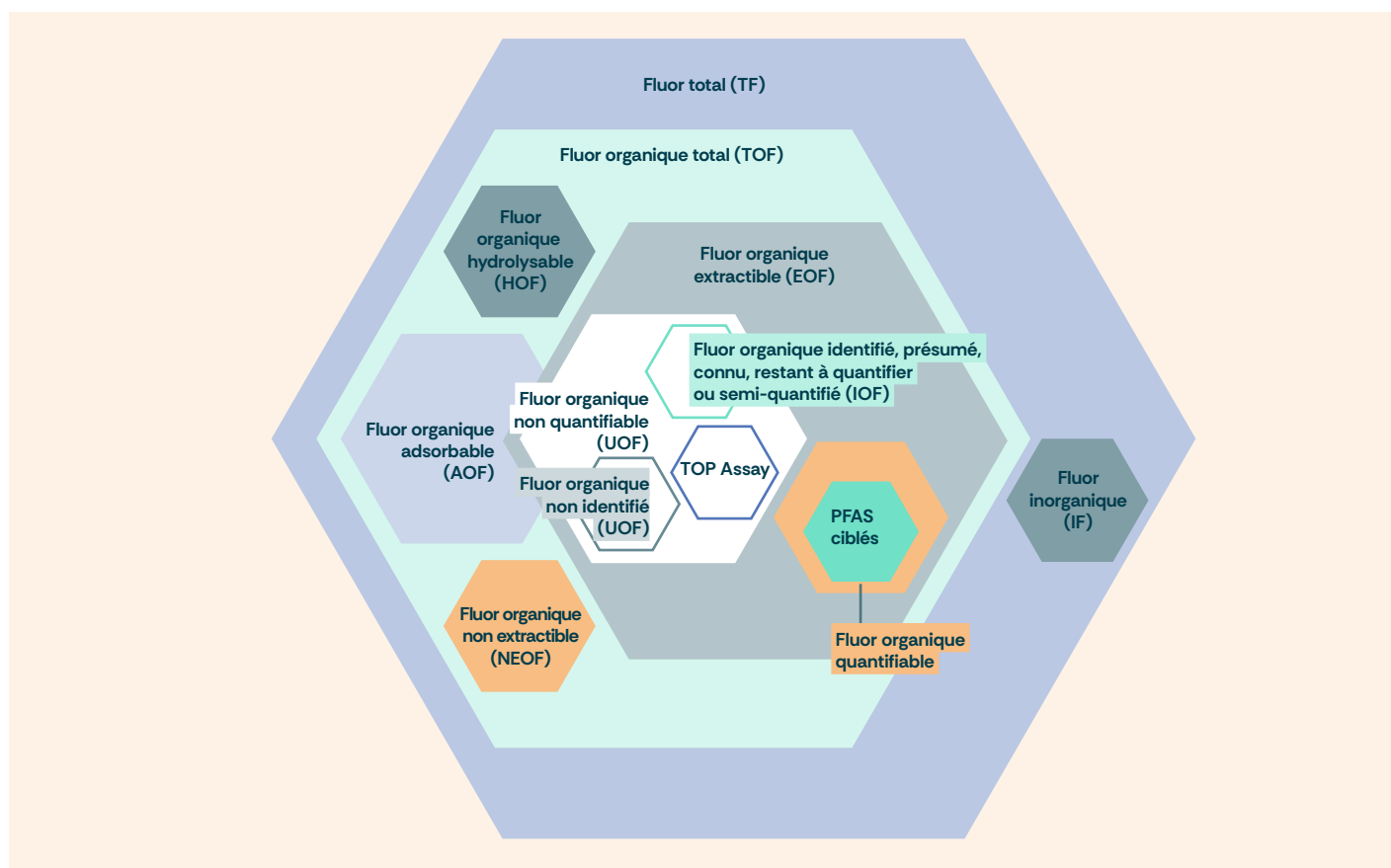
Une recherche bibliographique ([59], [78], [87], [88], [89], [76]), des entretiens avec deux laboratoires (Eurofins Environnement et Mérieux NutriSciences) et le retour d'expérience d'Antea group au travers de différentes études ont permis d'établir un état des lieux des approches analytiques envisageables sur les différentes matrices et d'identifier les avantages et inconvénients de chaque méthode.

Pour estimer la contamination aux produits fluorés, la mesure du Fluor Total (TF) est couramment utilisée. Mais différentes approches permettent d'évaluer plus précisément la présence des PFAS (cf. Figure 4) :

- L'analyse ciblée est généralement réalisée par LC-MS/MS, c'est-à-dire par le couplage de la chromatographie en phase liquide et de la spectrométrie de masse en tandem (cf. 5.1.2).
- TOF, AOF et EOF : paramètres indiciaires permettant d'avoir une vision globale du Fluor Organique Total, Adsorbable et Extractible.
- Le TOP ASSAY permet une approche élargie en mettant en évidence une contribution de précurseurs oxydables.
- L'analyse non ciblée (screening) permet de révéler la présence de tous PFAS analysables par la méthode choisie.

FIGURE 4

Schéma illustratif des paramètres totaux et analyses des PFAS – Schéma adapté de Idowu *et al.* [90]



5.1. APPROCHES CIBLÉES

5.1.1. Analyse ciblée par LC-MS/MS

Plusieurs méthodes d'analyse ciblée des PFAS existent actuellement, mais la majorité des mesures est réalisée par chromatographie en phase liquide (LC) couplée à la spectrométrie de masse (MS) en tandem. La chromatographie en phase gazeuse (GC) peut être utilisée pour certains PFAS volatils, bien que cette méthode soit moins courante [91].

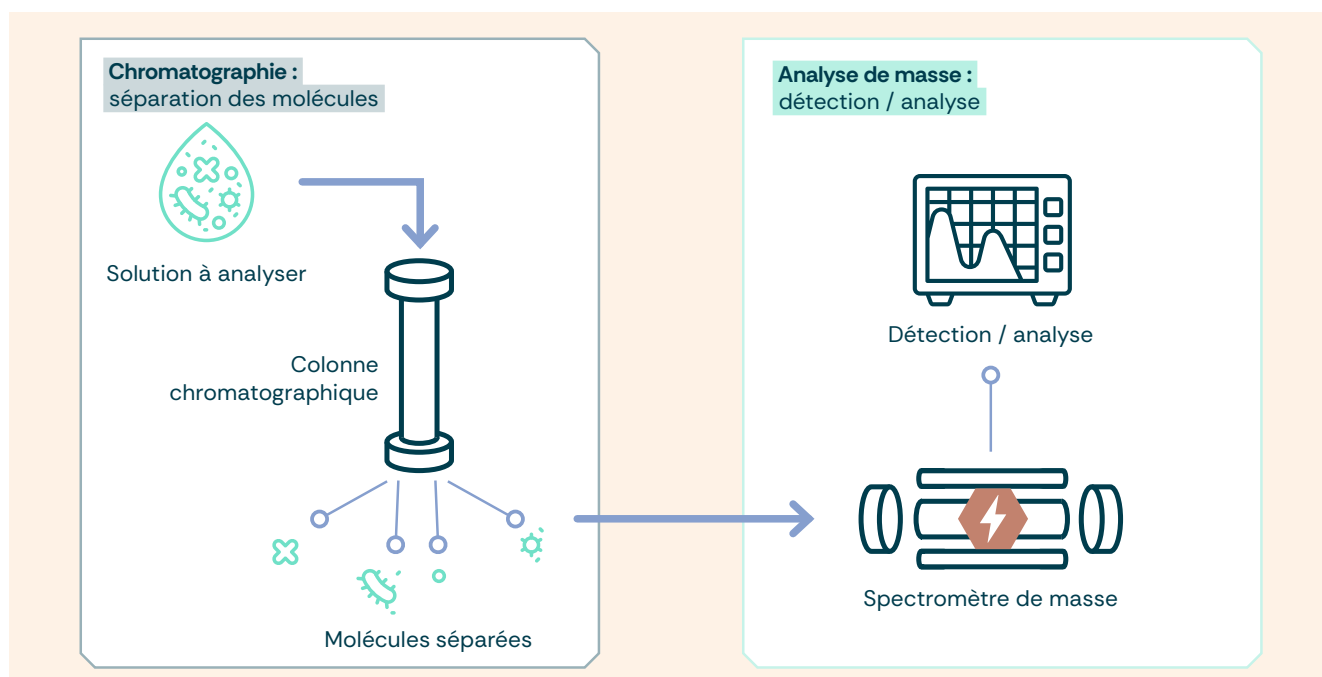
La LC-MS/MS (cf. Figure 5) est une technique analytique combinant la chromatographie en phase liquide (LC) pour séparer les composés, avec la spectrométrie de masse en tandem (MS/MS) pour caractériser et quantifier les molécules d'intérêt. Cette approche est particulièrement précieuse pour l'analyse ciblée des molécules complexes.

La chromatographie en phase liquide sépare les composants d'un échantillon en fonction de leurs interactions avec une phase stationnaire et une phase mobile. Le principe repose sur la différence de polarité et d'affinité des molécules pour la colonne de chromatographie, permettant ainsi une séparation efficace des analytes avant leur introduction dans le spectromètre de masse.

Le spectromètre de masse en tandem utilise deux analyseurs de masse. Le premier agit comme un filtre, permettant uniquement à des ions spécifiques de passer. Ces ions passent ensuite à travers une cellule de collision, où ils sont fragmentés, avant d'être analysés par le second qui identifie les fragments pour une analyse plus fine [92].

FIGURE 5

Principe de la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) [93]



Le Tableau 10 présente les avantages et les inconvénients de cette méthode.

TABLEAU 10

Avantages/Inconvénients de la méthode PFAS ciblés par LC-MS/MS

Avantages	😊	Inconvénients	😞
- Évolution rapide des LQ - LQ très basses - Quantification de la substance / Sélectivité - Méthode robuste, éprouvée et bien maîtrisée par les laboratoires - Selon les matrices, normes existantes ou à venir¹³ - Répond aux exigences réglementaires		- Nombre de composés analysés limité - Certains étalons non disponibles - Pour certains PFAS avec des caractéristiques particulières (ex : volatils), méthode discutée - Dépendant de la complexité de la matrice	

¹³ Une norme est en cours d'élaboration concernant l'analyse des PFAS dans les sols, boues, sédiments et déchets (PR NF EN ISO 25652). Le projet a été mis en consultation publique fin 2025 [94].

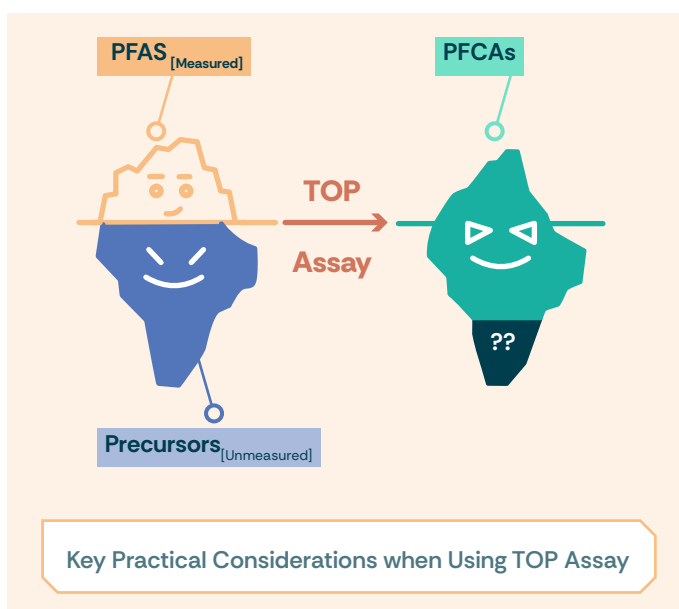
5.1.2 Recherche des Précurseurs Oxydables Totaux (TOP ASSAY)

Le principe de cette analyse est de dégrader les précurseurs non identifiés en composés terminaux majoritairement connus (PFCA et PFSA). L'analyse par LC-MS/MS est donc réalisée avant et après un processus d'oxydation. La méthode d'oxydation est différente d'un laboratoire à un autre. Elle se fait généralement en milieu alcalin, en présence d'un oxydant et avec augmentation de la température.

Cette approche permet de caractériser la présence de précurseurs par le suivi de leurs produits de dégradation. Elle donne une image simplifiée de la pollution en PFAS (cf. Figure 6). Il n'est cependant pas possible d'identifier de façon précise les précurseurs. Par ailleurs, certains PFAS, non oxydables, ne seront pas mis en évidence par cette méthode.

FIGURE 6

Représentation schématique du principe de TOP ASSAY [89]



Certains laboratoires proposent cette analyse sur les eaux mais également sur les matrices solides : boues, sols et sédiments.

Le Tableau 11 présente les avantages et les inconvénients de cette méthode.

TABLEAU 11

Avantages/Inconvénients de la méthode TOP ASSAY

Avantages	😊	Inconvénients	😞
- Meilleure image de la pollution PFAS - Estimation de la quantité de précurseurs dans l'échantillon - Complémentaire de l'AOF		- Possibilité d'oxydation incomplète si matrice complexe - Certains PFAS ou famille de PFAS non oxydés (polymères, éthers acides, etc.) - Nombre de substances analysées avant/après oxydation différentes par laboratoire - Interprétation encore difficile (formation d'ultra-courts ? Comparaison avec AOF ?) - Pas de méthode harmonisée – résultats dispersés entre laboratoires - Tous les laboratoires n'ont de faisabilité sur les solides	

5.2. APPROCHES NON CIBLÉES

5.2.1. Fluor Organique Adsorbable (AOF) et Extractible (EOF)

Ces méthodes fournissent un indice donnant un aperçu de la quantité de composés organiques fluorés présents. Elles sont effectuées dans des matrices aqueuses à l’aide de la chromatographie ionique par combustion (CIC).

La méthode de l’AOF est normalisée depuis janvier 2026 par la norme ISO 18127:2026 [95]. Elle est également normalisée en Allemagne depuis 2022 (DIN 38409-59) [96]. Elle est décrite par une procédure belge (WAC/IV/B/013) depuis 2023 [97] et par une méthode américaine de l’United States Environmental Protection Agency (US EPA) [98] depuis 2024, pas encore promulguée à ce jour.

Le Tableau 12 présente les avantages et les inconvénients de ces méthodes.

TABLEAU 12

Avantages/Inconvénients des méthodes AOF et EOF

	Avantages	😊	Inconvénients	😞
AOF	• Méthode bientôt normalisée • Analyse relativement simple et rapide • Paramètre intégrateur d’une pollution fluorée • Donne une indication • A déjà permis de mettre en évidence des manques dans les analyses ciblées • Résultats globalement du même ordre de grandeur entre laboratoires		• Limite de quantification plus élevée qu’en ciblé • Interférences possibles • Mesure au-delà des PFAS • Ne mesure pas tous les PFAS • Question de la phase particulaire • Dépendant de la complexité de la matrice • Quand même des disparités existantes entre laboratoires	
EOF	• Paramètre intégrateur d’une pollution fluorée • Donne une indication du fluor organique total • Analyse sur solides • Analyse sur liquides en développement pour certains laboratoires		• Limite de quantification élevée • Tous les laboratoires ne maîtrisent pas la méthode • Ne mesure pas tous les PFAS (Perte de fluorotélomères et/ou PFAS adsorbés) • En attente d’une norme • Méthode non élargie	

5.2.2 Fluor Organique Total (TOF)

C’est une méthode rapide, précise et très sensible, bien que non spécifique. La mesure se fait par combustion directe intégrée et par chromatographie ionique, permettant d’évaluer le fluor total. En combinant cela avec une mesure séparée du fluor inorganique extrait dans l’eau avant la combustion, il est possible d’évaluer le fluor organique par différence entre le fluor total et le fluor inorganique (TOF = TF – IF).

Le Tableau 13 présente les avantages et les inconvénients de cette méthode.

TABLEAU 13

Avantages/Inconvénients de la méthode TOF

Avantages	😊	Inconvénients	😞
- Paramètre indiciaire – approche du total PFAS - Pas de problème d'interférence		- Faible sélectivité - Mesure au-delà des PFAS - Encore peu fiable pour certains laboratoires	

5.2.3 Criblage non ciblé (Screening)

Cette analyse est réalisée par différentes techniques selon les laboratoires, mais elles reposent toutes sur le principe de la chromatographie ou spectroscopie de masse.

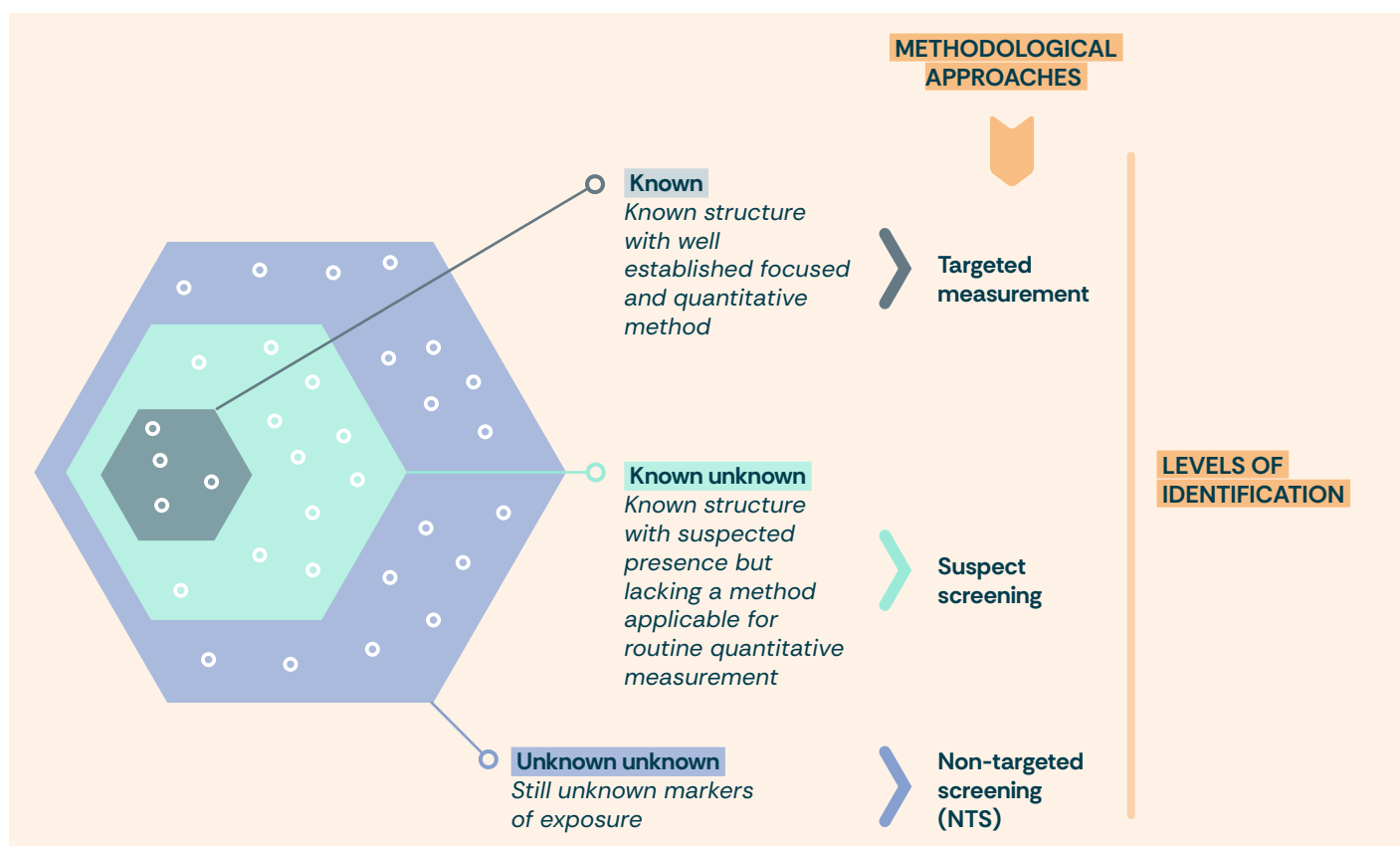
L'approche permet de définir la présence de composés non ciblés. Leur nom et leur structure peuvent être connues ou non. Leur identification se fait grâce à leur signature ou à la signature de composés proches. Ils vont former des signaux, caractérisés par un temps de rétention et des masses, correspondant soit à la molécule originelle soit à des parties de la molécule se fragmentant lors de l'analyse. Ces signaux sont comparés dans des bases de données d'empreinte.

Cette approche est en cours de développement.

La Figure 7 présente une vision schématique du niveau d'identification du criblage non ciblé en mode suspect i.e., à partir de composés dont la structure et le nom sont connus, ou en mode inconnu i.e. à partir de composés dont la structure et le nom sont inconnus.

FIGURE 7

Niveaux d'identification par les méthodes ciblées et non ciblées [94]



Le Tableau 14 présente les avantages et les inconvénients de cette méthode.

TABLEAU 14

Avantages/Inconvénients de la méthode de criblage non ciblé

Avantages	😊	Inconvénients	😞
- Méthode qualitative - Permet l'identification d'un grand nombre de composés		- Identification individuelle des composés fastidieuse voire impossible - Nécessite la disponibilité des standards analytiques pour confirmer l'identification absolue - Développée par peu de laboratoires	

5.3. SYNTHÈSE

Malgré ces méthodes, il est difficile de caractériser précisément la présence et /ou la teneur de PFAS car leur nombre est très important. La matrice Eau est celle pour laquelle les possibilités sont les plus grandes. La quantification des composés dépend de l'existence de standards, dont le nombre est actuellement limité.

Il n'existe, à ce jour, aucune méthode indiciaire pour l'air.

Le Tableau 15 présente une synthèse des approches décrites ci-avant.

TABLEAU 15

Synthèse des méthodes d'analyses des PFAS pour les matrices Eau, Air et Solide

	Méthode	Objectif	EAU	AIR	SOLIDE
Approches ciblées	Analyse ciblée (LC-MS/MS)	Quantification des composés ciblés	x	x	x
	TOP ASSAY	Caractérisation de la présence de précurseurs par le suivi de leurs produits de dégradation	x		x*
	TOF	Identification du fluor organique total (dont PFAS)	x		x*
Approches non ciblées	AOF	Indication du fluor organique adsorbable (dont PFAS)	x		
	EOF	Indication du fluor organique extractible (dont PFAS)	x (pas généralisé à tous les laboratoires)		x*
	Criblage non ciblé (screening)	Evaluer la présence de PFAS non ciblés	x		

*pour certains types de solide

6.

Sources des PFAS dans les déchets

Les PFAS présents dans les déchets proviennent d'abord des produits, matériaux et formulations qui les contiennent au cours de leur vie utile. Leur présence dans les gisements reflète ainsi les usages passés. La composition des déchets variant sensiblement d'un pays à l'autre, en lien avec les modes de consommation, les réglementations et les filières de gestion, les teneurs en PFAS peuvent également différer. Cette hétérogénéité contribue à la variabilité importante des données rapportées dans la littérature.

De nombreuses études examinent et inventorient les usages des PFAS.

Les principales familles de produits concernées dans la bibliographie sont les suivantes :

- Textiles, ameublement et articles techniques, du fait des traitements déperlants, anti-tâches, anti-graisse ou de certaines fonctions de protection.
- Papiers, cartons et emballages, en particulier les matériaux en contact alimentaire et certains papiers spéciaux traités contre l'eau ou les graisses.
- Boues d'épuration et déchets issus des systèmes d'assainissement, qui concentrent une partie des PFAS provenant des usages domestiques, urbains et industriels.
- Équipements électriques et électroniques, composants techniques, câbles, revêtements, mousses, filtres et certains polymères de spécialité.
- Véhicules et secteurs du transport, notamment par la présence de fluides, revêtements, composants, joints, textiles techniques et certaines applications de réfrigération ou de sécurité.
- Produits du bâtiment et matériaux de construction, en particulier certains revêtements, mastics, membranes, isolants et matériaux fonctionnels.
- Déchets dangereux ou flux industriels spécifiques, notamment lorsqu'ils sont liés à des procédés utilisant des PFAS, à des agents de performance ou à des applications de protection particulières.

Dans la plupart des cas, la présence des PFAS dans les déchets est diffuse et liée à différentes sources. Elle peut être également concentrée dans certains gisements spécialisés, et ressortir en bruit de fond dans un flux volumineux, ce qui complique l'identification en entrée sur les installations de traitement de déchets.

Les travaux disponibles montrent également que certains flux de déchets issus de gisements antérieurs peuvent contenir des PFAS aujourd'hui restreints voire interdits, tandis que d'autres flux reflètent l'utilisation de substances de substitution plus récentes.

L'étude des sources doit donc intégrer une dimension temporelle et rester attentive aux évolutions d'usage et de réglementation. Cette problématique est d'autant plus marquée sur les installations de stockage, les casiers constituant un puits de PFAS potentiel avec des sources aux temporalités distinctes.

6.1. GRILLE DE LECTURE

Pour cette étude, nous nous sommes inspirés principalement des données MODECOM 2024¹⁴ pour identifier les principales familles de produits potentiellement présentes dans les déchets ménagers et assimilés. Cette caractérisation des déchets s'appuie sur des campagnes de prélèvement à l'échelle nationale qui permet d'avoir une image réaliste de la composition des flux de déchets, tels qu'ils sont envoyés en entrée vers les filières de traitement, incluant les erreurs de tri lors de la collecte.

Les déchets sont ici classés selon leur origine et leur mode de collecte. Afin de faciliter la lecture de ce paragraphe, nous présentons dans le Tableau 16 la grille de classification choisie.

TABEAU 16

Fonctions des PFAS dans l'application Ustensile de cuisine grand public, catégorie Matériau de contact alimentaire

Origine des déchets	Mode de collecte	Nature des déchets observés
Déchets ménagers et assimilés (DMA)	Collecte traditionnelle	OMR composées de déchets résiduels (mouchoirs, couches, etc.) et organiques (biodéchets)
	Collectes sélectives	Biodéchets, Flux recyclables secs (emballages), Textiles Linge et Chaussures (TLC), papiers, cartons, etc.
	Déchèterie	Déchets dangereux de déchèterie, Déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), Encombrants, Déchets inertes, gravats, etc.
Déchets des Activités Économiques (DAE)	Collecte spécifique ou pris en charge par la collecte traditionnelle	Papiers, Cartons, métaux, déchets constructions, déchets en mélange, etc.
Boues		Boues d'épuration urbaines Boues industrielles

Il faut bien noter que ce chapitre concernant les sources des PFAS dans les déchets ne se veut pas exhaustif. Comme l'indique le rapport de l'Ineris intitulé « État des lieux des usages des PFAS et alternatives documentées 209433 – v1.0 » de septembre 2025 [79] : « *les PFAS sont utilisés dans de multiples secteurs de l'industrie et pour une très large gamme d'applications. La présentation de tous les usages référencés est rapidement complexe* ». Ce rapport comporte d'ailleurs un tableau présentant des exemples d'applications des PFAS en fonction des propriétés recherchées. On y retrouve de nombreux secteurs dont l'industrie textile, le contact alimentaire, la construction, la fabrication de produits métalliques, l'industrie automobile, etc. Ce rapport présente également une cartographie des classes de substances employées par sous-usages.

De nombreuses sources de PFAS sont ainsi susceptibles de se retrouver dans les produits en fin de vie pris en charge dans les systèmes de collecte des déchets.

¹⁴ MODECOM® : Méthode de caractérisation des déchets ménagers et assimilés développée par l'ADEME, qui permet de connaître la composition des déchets ménagers et assimilés. Des campagnes de caractérisation réalisées par l'ADEME à l'échelle nationale suivant cette méthode permettent d'avoir une image de l'évolution de la composition des flux de déchets caractérisés afin de suivre et évaluer l'impact des politiques mises en œuvre.

6.2. DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS (DMA)

6.2.1. Flux OMR en collecte traditionnelle

Par définition le flux OMR est destiné à recevoir les produits en fin de vie par défaut qui ne disposent pas de filière spécifique ou d'une filière à responsabilité élargie des producteurs (REP) opérationnelle. C'est donc une catégorie très hétérogène et très variable selon les pays selon les modalités de collecte mis en place sur les différents territoires.

En France la campagne MODECOM® 2024 [99] permet de caractériser la composition moyenne des OMR, sur la base des gisements réellement collectés. Celle-ci comprend les erreurs de tri ainsi que les produits en fin de vie ne disposant pas encore de filières spécifiques et sans recours de valorisation par les usagers autre que le réemploi.

La composition moyenne des OMR en France sur la base des données MODECOM® est constituée des flux suivants :

- Biodéchets (32 %) : déchets alimentaires, déchets verts (se rapporter au §. 6.2.2.1 pour identifier les sources potentielles de PFAS associés).
- Résiduels (31 %) : mouchoirs, couches, essuie-tout, objets en plastique, etc. Les sources potentielles de PFAS de ce flux de déchets sont évoquées dans le paragraphe ci-après.
- Emballages (hors verre) et papiers (27 %) : déchets visés par la collecte séparée (on pourra se rapporter au §. 6.2.2.2 pour identifier les sources potentielles de PFAS associés).
- Déchets faisant l'objet d'une autre collecte (6 %) : textiles, linges de maison, électroménagers, médicaments, articles de sport... (se rapporter au §. 6.2.2.3 pour identifier les sources potentielles de PFAS associés).
- Emballages en verre (5 %) : se rapporter au §. 6.2.2.2 pour identifier les sources potentielles de PFAS associés.

Cette répartition met en évidence la présence significative de déchets théoriquement collectés séparément (biodéchets, emballages...), traduisant des erreurs de tri et confirmant le caractère hétérogène du flux OMR. Il est ainsi difficile d'identifier précisément l'origine des PFAS au sein de ce flux.

Il est connu qu'un grand nombre de produits du quotidien contiennent des PFAS. Les catégories présentées ici sont les plus étudiées et les plus citées comme étant des sources avérées, qui peuvent être retrouvées dans les OMR. Cependant d'autres produits de consommation contiennent des PFAS.

L'Anses, dans sa saisine n°2022-SA-0198-PFAS [100], synthétise des résultats de mesure dans quatre catégories de produits de consommation :

- Textiles,
- Cosmétiques,
- Produits d'entretien et de bricolage,
- Autres produits : Farts de ski, Produits d'hygiène absorbants, Produits en papier, couches bébé, etc.

La recherche bibliographique a été réalisée sur les cinq dernières années et sans restriction géographique. Ils indiquent une très grande hétérogénéité que ce soit dans la nature des PFAS retrouvés ou dans les gammes de concentration mesurées.

Comme indiqué précédemment, les produits textiles, bien que présents dans les OMR selon la campagne MODECOM® ne seront pas détaillés ici. Se rapporter au §. 6.2.2.3 pour identifier les sources potentielles de PFAS associés à cette typologie de déchets.

En ce qui concerne les produits d'entretien, ces produits se retrouvent en fin de vie dans les déchets résiduels et les contenants peuvent rester souillés. Ainsi, ces emballages, souvent plastique, bien que présents dans les OMR selon la campagne MODECOM ne seront pas détaillés ici. Il en est de même pour les produits en papier. Se reporter au § 6.2.2.2. pour identifier les sources potentielles de PFAS associés à ces typologies de déchets.

Les produits de bricolage sont détaillés dans les flux collectés en déchèterie (cf. 6.2.3.1).

Cosmétiques :

En ce qui concerne les cosmétiques, ces produits se retrouvent en fin de vie dans les déchets résiduels et les contenants peuvent rester souillés. Les PFAS sont utilisés dans les rouges à lèvres, fonds de teint, crèmes, lotions, parfums, produits dentaires, soins de la peau etc. notamment pour améliorer la résistance à l'eau et la durabilité des produits. La saisine de l'Anses [100] présente la synthèse de neuf études de mesures de PFAS dans les cosmétiques, d'un rapport et d'études de l'association danoise des consommateurs. Ils précisent qu'une part importante des produits étudiés contient des PFAS soumis à des restrictions actuelles ou futures. Les PFAS les plus souvent quantifiés (> 85 % de quantification) sont le 6:2 FTMAC et le 6:2 FTOH. Ces 2 PFAS ont également les concentrations médianes les plus importantes : 82,5 et 72,9 µg/kg respectivement. Ils sont suivis par le 10:2 FTOH (59,9 µg/kg) et le 8:2 FTOH (47,1 µg/kg).

D'après le rapport de l'Ineris intitulé « État des lieux des usages des PFAS et alternatives documentées 209433 – v1.0 » de septembre 2025, il existe au niveau européen plusieurs bases de données portant sur les produits cosmétiques. L'Ineris [79] indique que selon la proposition de restriction universelle des PFAS soumise à l'ECHA : 0 à 60 tonnes de PFAS seraient utilisés annuellement dans ce secteur en Europe. Le PTFE est le PFAS le plus couramment utilisé sous forme de microbilles ou micropoudres. Les autres substances sont des PFAA (PFHpA, PFNA, etc.).

L'Ineris présente une liste des applications dans le secteur de la cosmétique identifiées dans la bibliographie avec utilisation de PFAS.

Produits d'hygiène absorbants :

Goossen et al. [101] indique que les produits d'hygiène comme les serviettes hygiéniques, les tampons et les couches pour bébé sont susceptibles de contenir des PFAS.

La saisine de l'Anses présente la synthèse de deux articles scientifiques concernant ce type de produits. Le PFOA a été quantifié dans 26 % des 23 échantillons de produits d'hygiène (serviettes hygiéniques, tampons, protège-slips, coupes menstruelles, couches pour bébé, liquides antibactériens, papiers toilettes, mouchoirs en papier et essuie-tout) à une concentration médiane de 2,14 µg/kg.

Une étude chinoise a recherché 57 PFAS dans 14 échantillons de papiers hygiéniques dont papier toilette, papier essuie-tout et mouchoirs en papiers. Cinq PFAS (PFBS, PFOS, PFHxA, PFOA, PFTrDA) ont été identifiés dans 36 % des échantillons. La plus forte concentration a été mesurée dans un échantillon de mouchoir en papier. L'hypothèse avancée est que les PFAS seraient une impureté pendant la fabrication ou qu'ils seraient utilisés comme additifs dans la fabrication pour éviter que la pâte à papier ne colle à la machine [102].

Autres :

L'Ineris [79] indique que l'usage des PFAS est documenté pour un grand nombre de produits à destination des consommateurs :

- Produits nettoyants et de traitement divers (liquide vaisselle, cire pour les meubles, antibuée pour lunettes, etc.),
- Lubrifiants pour serrures, chaînes de vélo,
- Ustensiles de cuisine,
- Farts de ski,

- Fils de pêche,
- Encres d'imprimantes,
- Peintures,
- Etc.

D'un point de vue quantitatif :

La teneur en PFAS dans les MSW (Municipal Solid Waste) américains est estimée par Quicker et al. [103] entre 10 et 20 µg/kg, toutefois cette approche repose sur des hypothèses indirectes et n'intègre pas nécessairement l'ensemble des sources résidentielles. Une autre étude, menée par Liu et al. [104] propose une approche par reconstitution à partir des sous-composants des déchets, conduisant à une concentration moyenne pondérée de 4,1 µg/kg de PFAS dans les MSW américains. Par ailleurs, Tolaymat et al. [105] citent Coffin et al. (2022) qui ont estimé une concentration totale extractible de PFAS dans les déchets ménagers à 50 µg/kg à partir des concentrations mesurées par Liu et al. dans les sous-composants des déchets. Il convient néanmoins de souligner que d'autres travaux rapportent ponctuellement des valeurs plus élevées, reflétant probablement la forte hétérogénéité des gisements et des fractions analysées. Ces ordres de grandeur doivent donc être interprétés avec précaution, car les concentrations mesurées peuvent varier sensiblement selon la nature du gisement, les conditions d'échantillonnage, le niveau d'homogénéisation, le nombre et le type de PFAS ciblés et la prise en compte ou non de composés très volatils / très courts susceptibles d'être sous-représentés selon les méthodes analytiques. Au total, cette variabilité méthodologique et la diversité des matrices renforcent les incertitudes et limitent l'obtention d'une vision réellement précise et comparable des niveaux de PFAS dans les déchets ménagers.

L'estimation de la charge en PFAS dans les OMR est complexe non seulement en raison des difficultés analytiques et de la diversité des PFAS mesurables, mais aussi du fait de l'hétérogénéité des déchets ménagers et de modes de collecte développés sur les territoires.

6.2.2. Flux collectés séparément

6.2.2.1. Biodéchets

Déchets verts

Les déchets verts peuvent être sources de PFAS car ces derniers sont utilisés comme ingrédients actifs ou comme additifs de formulation des pesticides. Ces derniers peuvent avoir été appliqués sur les déchets verts (herbicides, fongicides, etc).

Par ailleurs, les PFAS pouvant être absorbés par les plantes puis accumulés dans la biomasse végétale, l'irrigation/arrosage avec des eaux contenant des PFAS ou des dépôts atmosphériques peuvent être des sources de contamination des déchets verts.

Hökl et Bockreis [106], soulignent un manque important de connaissances spécifiques : les informations relatives aux PFAS dans les déchets de jardin sont beaucoup plus rares que pour d'autres matrices telles que les rejets industriels, les eaux usées ou certains produits de consommation. Dans ce contexte, les valeurs disponibles doivent être considérées comme des ordres de grandeur indicatifs, associés à un niveau d'incertitude élevé.

Aliments

Il est reconnu que les aliments peuvent contenir des PFAS et notamment les poissons et crustacés, les viandes et produits à base de viande, les œufs. Mais aussi tous les types de fruits et légumes peuvent contenir des PFAS. Les déchets alimentaires peuvent donc en contenir.

Des concentrations en PFOS plus importantes ont été mesurées dans les aliments d'origine animale par rapport aux aliments d'origine végétale, alors que PFOA a des teneurs similaires dans les deux types d'aliment.

Les PFAS retrouvés en plus fortes concentrations, parmi ceux analysés, sont :

- Dans les viandes : PFBA.
- Dans les œufs et les ovoproduits : PFNA, PFOS, PFTrDa et PFUnDA.
- Dans les poissons (eau douce et mer) et produits de la mer : PFOS.
- Dans les fruits, légumes et dérivés : PFBA et PFHxA. Il faut noter que les PFAS à chaîne courte sont préférentiellement absorbés par les légumes à feuilles et les fruits. Ils ont le plus fort potentiel de bioaccumulation dans les plantes comestibles.

Comme le soulignent Hökl et Bockreis [106], les PFAS sont couramment retrouvés dans les denrées alimentaires elles-mêmes (végétaux, céréales, produits animaux ou poissons), en raison de contaminations environnementales (sols, eaux) mais également de phénomènes de migration depuis les emballages et matériaux au contact des aliments (MCA) lors de la transformation, du stockage ou de la distribution. En effet, les matériaux en contact avec les aliments (compostables ou non), en particulier ceux conçus pour résister à la graisse et à l'humidité, contribuent fortement aux niveaux de PFAS dans les déchets alimentaires, dépassant souvent la contribution des aliments eux-mêmes. Cela est particulièrement évident dans les contenants en papier et en carton traités aux PFAS, qui sont largement utilisés dans les emballages de restauration rapide, les contenants à emporter et autres emballages alimentaires jetables. La bibliographie est riche en publications sur la présence de PFAS dans les MCA et leur migration vers les aliments. Ainsi, bien que les déchets alimentaires présentent des concentrations en PFAS relativement faibles comparativement à d'autres flux, ils constituent un vecteur diffus mais généralisé d'introduction de ces substances dans les installations de traitement, en lien direct avec la contamination des chaînes alimentaires et l'usage de matériaux au contact des aliments.

Déchets d'origine agricole :

Les déchets issus des animaux d'élevage (bovins, porcins, volailles) peuvent contenir des PFAS car l'alimentation des animaux peut être polluée (herbe, vers, terre, céréales, etc).

Le Tableau 17 présente quelques concentrations en PFAS sur ces déchets, issues de la bibliographie.

TABLEAU 17

Données de concentration de PFAS quantifiés dans les déchets organiques issues de la bibliographie

Source	Nb PFAS	PFAS				Remarques	Ref.
		Famille	Abréviation	Concentration (µg/kg)	Nb Q		
Déchets alimentaires	40	Σ ₄₀ PFAS		<1	–	La liste de PFAS analysés est fournie dans le tableau S3 de l'étude de Timshina et al. 2024.	[106]
	17	PFCA	PFBA	0,87–7,60	–	--	
			PFNA	3,08	–	--	
		PFSA	PFHxS	0,70 et 0,59	2	--	
	92	Σ ₉₂ PFAS		1,4	Note 1	Composition des déchets précisée : restes, capsules K-cup, café moulu, sachet de thé, denrées comestibles...	
Déchets verts	67	Σ ₆₇ PFAS		11	Note 1	– Concentration PFAS lixiviables – PFAA majoritaires – La liste des 67 PFAS analysé est présentée dans le tableau S2 de Supplemental Information de la publication.	[104]
	92	Σ ₃₇ PFAS		1,97 (C _{méd})	37	Balayage des rues. La liste des 37 PFAS est détaillée dans le tableau S6 de l'étude de Ahmadireskety et al. 2022.	
Fumier de bovins laitiers	28	PFSA	PFOS	3,7	1	Un échantillon composé de fumier frais.	[101]
			PFBA**	0,276 (C _{méd})	4/6	Deux types d'analyses sont réalisées dans l'étude : ciblées et non ciblées. 160 PFAS ont été identifiés sur les 47 échantillons analysés lors de cette étude : 46 PFAS ont pu être quantifiés car ils possèdent des standards certifiés, 114 PFAS ont été semi-quantifiés grâce au criblage non ciblé (cf. 5.2.3).	[107]
	160	PFCA	PFOA**	0,059 (C _{méd})	5/6		
PFSA		PFOS**	0,234 (C _{méd})	5/6			
Lisier de porc	160	PFSA	PFHxS*	0,043 (C _{méd})	1/4		
Fumier de volaille	160	PFCA	PFBA**	0,348 (C _{méd})	4/4		
			H-PFDoA*	0,062	1/4		
		FASA	FOSAA**	0,536 et 1,618	2/4		
		PFSA	PFNS*	0,014	1/4		
		–	12-UPFSA*	0,111	1/4	Les listes des 46 et 160 PFAS sont fournies dans les informations complémentaires de l'article (Tables S2 et S13).	
Déchets d'origine agricole ²	46	Σ ₄₆ PFAS		0,66 (C _{méd})	21		

Nb PFAS : Nombre de PFAS recherchés ; Nb Q : Nombre d'échantillons dans lequel les PFAS ont été quantifiés ; Réf : Références ; C_{méd} : Concentration Médiane.

*Semi-quantification ; **quantification.

Note 1 : les prélèvements proviennent de neuf camions bennes de déchets municipaux divisés en 7 catégories et 22 sous-composants. Chaque composant a été échantillonné en double. Ce résultat de Σ_{92} PFAS provient du tableau S6 dans l'annexe de l'étude. La liste de 67 PFAS est également fournie dans le tableau S2 dans l'annexe de l'étude.

Note 2 : lisier de porc, fumier de volaille ou de vaches laitières, etc.

D'après divers travaux, dont ceux de l'OCDE, de REACH et des études citées dans le Tableau 18, les PFAS sont largement présents dans les matériaux au contact alimentaire. Ils sont utilisés comme barrières anti-graisse dans les papier/carton notamment.

Le Tableau 18 présente quelques-unes des données de concentration en PFAS dans ces déchets.

TABLEAU 18

Extrait de la bibliographie concernant les PFAS quantifiés dans les matériaux en contacts avec les denrées alimentaires compostables

Source	Nb PFAS	PFAS				Remarques	Ref.
		Famille	Substance	Concentration (µg/kg)	Nb Q		
Vaisselle en papier fabriquée à partir de fibres de canne à sucre et de roseau	1	FTOH	6:2 FTOH	499	1	--	[106]
Sacs en papier destinés aux déchets de jardinage	--	Fluor organique total		9-49	-	--	[106]
Fumier et articles de restauration « compostable »	8	Σ_{12} ou Σ_{13} PFAS		209-455	3	C_{min} : 1,1 (PFTTrDA) C_{max} : 183 (PFHxA) La liste des 28 PFAS analysés est disponible dans le tableau II de la publication	[101]

Nb PFAS : Nombre de PFAS recherchés ; Nb Q : Nombre d'échantillons dans lequel les PFAS ont été quantifiés ;
 Réf : Références ; Cméd : Concentration Médiane

6.2.2.2. Flux recyclables secs

6.2.2.2.1. Verre

Les PFAS sont utilisés dans la fabrication du verre : dans le séchage (comme solvant), mais aussi dans le façonnage et le traitement de surface pour rendre les surfaces en verre hydrophobes et oléophobes. Aux États-Unis, une étude a montré que la concentration de PFAS lixiviables due aux résidus de verre est de 0,13 µg/kg [104], par exemple : récipients en verre transparent, vert et brun, morceaux de verre brisé.

6.2.2.2.2. Papiers / Cartons

Les PFAS sont utilisés comme barrières anti-graisse et imperméabilisant dans les revêtements des papiers et des cartons, notamment destinés à l'emballage alimentaire.

Les déchets susceptibles de contenir des PFAS sont les papiers alimentaires, les nappes en papier et les serviettes [108], mais aussi les pailles en papier et fibres végétales. Goossen et al [101] indiquent que tous les produits à base de papier (papiers absorbants, serviettes en papier ...) sont susceptibles de contenir des PFAS. Ils ont, par exemple, mesuré des concentrations allant jusqu'à 29 ng/paille (principalement PFBA et PFOA).

L'Anses, dans sa saisine n°2022-SA-0198-PFAS [100] dresse un bilan des concentrations en PFAS issues de la bibliographie pour des produits en papier : papier à lettre, papier d'impression, papier brillant, nappe en papier, journal, papier de feu d'artifice, papier recyclé. Il révèle la quantification de cinq PFAS :

- le PFPrA : quantifié dans 6/10 échantillons, concentration médiane : 210 µg/kg,
- le 8:2 diPAP : quantifié dans 7/23 échantillons, concentration médiane : 10 µg/kg,
- le HFPO-DA : quantifié dans 5/23 échantillons, concentration médiane : 9,4 µg/kg,
- le PFBS : quantifié dans 7/23 échantillons, concentration médiane : 9,2 µg/kg,
- et le PFHxA : quantifié dans 7/23 échantillons, concentration médiane : 1,9 µg/kg.

Aux États-Unis, l'étude de Liu et al. [104] reporte une concentration de PFAS lixiviables due aux papiers de 36 µg/kg. Les articles en papier contenus dans les déchets testés étaient par exemple : des journaux, des cartons de glaces, de lait, de jus, des boîtes de céréales, d'œufs, des serviettes en papier.

Les auteurs présentent des données expérimentales provenant de déchets municipaux de Floride (cf. Tableau 19). 92 PFAS ont été analysés dans différents échantillons de plastiques.

TABLEAU 19

Concentrations de la somme des PFAS lixiviables quantifiés dans les papiers et cartons recyclés issues de l'étude Liu et al. [104]

Déchets	Concentration (µg/kg)	PFAS majoritaire
Papiers de bureau	0,59	6:2 FTS
Papier composite	1,3	PFPeA
Journaux et vieux cartons ondulés	1,3	-
Autres papiers (non recyclable)	2,2	-
Boîtes en carton	2,4	PFPeA
Récipients à revêtement polyéthylène	36	PFPeA

Liu et al. [104] ont également montré que la concentration de PFAS lixiviables due aux déchets de papiers diffère selon le type de papier :

- Produits en papier, y compris le papier recyclable et non recyclable (concentration PFAS calculée à partir de l'ensemble des composants papier testés) : 3 µg/kg.
- Papiers recyclables (concentration calculée sur la base du papier journal et du carton, papier de bureau, emballages aseptiques multicouches en papier-carton avec revêtement plastique et boîtes en cartons) : 4,5 µg/kg.

Les principaux PFAS lixiviables identifiés dans les papiers et papiers recyclés sont le PFBA, le PFPeA et le PFHxA.

Selon Hökl et Bockreis [106], les emballages en contact avec les denrées alimentaires constituent une source majeure de PFAS. Comme mentionné dans la section Biodéchets (p.6.2.2.1), la présence de PFAS dans ces matériaux ne se limite pas à une contamination directe : des phénomènes de migration depuis les emballages vers les aliments peuvent survenir, contribuant indirectement à la contamination des biodéchets.

Des concentrations élevées ont été mesurées dans les lixiviats de ces matériaux compostables après usage, atteignant jusqu'à 1 380 µg/kg, ce qui met en évidence leur potentiel de relargage.

Le Tableau 20 présente quelques-unes des données de concentration en PFAS dans les matériaux en contact avec l'alimentation (emballages restauration rapide, contenants à emporter et autres emballages alimentaires jetables).

TABLEAU 20

Extrait de la bibliographie concernant les PFAS quantifiés dans les matériaux en contacts avec les denrées alimentaires

Nb PFAS	PFAS			Remarques	Ref.
	Substance	Concentration (µg/kg)	Nb Q		
21	Σ_{21} PFAS	3,2 – 377	-	La liste des PFAS analysés n'est pas précisée. Il se peut qu'elle figure dans la source originale : Wang et al. (2024).	[106]
13	Σ_{13} PFA	8 500	-	La liste des PFAS analysés n'est pas précisée. Il se peut qu'elle figure dans la source originale : Siao et al. (2022).	[105]
8	PFAA	C_{moy} : 28	88	La liste des PFAS analysés n'est pas précisée. Il se peut qu'elle figure dans la source originale : Sapozhnikova et al. (2023).	
92	Σ_{92} PFAS	2,7	*	--	[104]

Nb PFAS : Nombre de PFAS recherchés ; Nb Q : Nombre d'échantillons dans lequel les PFAS ont été quantifiés ;
 Réf : Références ; $C_{méd}$: Concentration Médiane

* Les prélèvements proviennent de neuf camions bennes de déchets municipaux divisé en 7 catégories et 22 sous-composants. Chaque composant a été échantillonné en double. Ce résultat de Σ_{92} PFAS provient du tableau S6 dans l'annexe de l'étude. La liste de 67 PFAS natifs utilisés pour la quantification est également fourni dans le tableau S2 dans l'annexe de l'étude.

L'Ineris [79] indique que les PFAS peuvent être utilisés, dans les emballages alimentaires ou non, comme fluoropolymères appliqués en surface ou dans les encres et laques appliquées sur les emballages en carton. Selon la proposition de restriction universelle des PFAS soumise à l'ECHA : $\approx 19\,000$ à $30\,000$ tonnes de PFAS seraient utilisés annuellement dans ce secteur en Europe, dont environ 70 à 80 % de fluoropolymères (principalement PTFE, Polytetrafluoroethylene et PVDF, Fluorure de polyvinylidène). D'autres substances moins connues sont citées dans ce secteur d'après l'étude de l'Ineris. Ce rapport présente une liste des sous-secteurs de l'emballage identifiés dans la bibliographie.

6.2.2.2.3. Plastiques

L'Ineris [79] indique que les PFAS peuvent être utilisés, dans les emballages alimentaires ou non, comme auxiliaires de traitement d'emballages en plastique. Différentes catégories de PFAS, telles que les fluorotélomères, les perfluoropolyéthers et les fluoropolymères, sont utilisées dans les emballages plastiques. Ces composés permettent d'améliorer les propriétés des films plastiques en les rendant hydrophobes, résistants et lisses.

Liu et al. [104] présentent des données expérimentales provenant de déchets municipaux de Floride (cf. Tableau 21). 92 PFAS ont été analysés dans différents échantillons de plastiques.

TABLEAU 21

Concentrations de la somme des PFAS lixiviables quantifiés dans les plastiques issues de l'étude Liu et al. [104]

Déchets	Concentration (µg/kg)
Contenants en PET, PEHD ou autres plastiques (Par exemple : bouteilles d'eau, de soda ou de lait et les contenant des lessives)	0,62
Plastiques recyclables ou non (concentration PFAS calculée à partir de l'ensemble des plastiques testés)	3,1
Autres plastiques (Par exemple : ustensiles en plastique, jouets, tuyaux d'arrosage, CD, tuyaux en plastique)	3,4
Sac de courses, sac poubelles et autres plastiques souples	3,8
Polystyrène expansé	5,2

Cette étude a ainsi montré que la concentration de PFAS lixiviables due aux déchets plastiques diffère selon le type de plastique.

Les familles de PFAS lixiviables identifiés dans les plastiques et plastiques recyclés dans cette étude sont : PFBA, PFPeA et PFHxA.

En ce qui concerne les produits d'entretien, ces produits se retrouvent en fin de vie dans les déchets résiduels et les contenants peuvent rester souillés. Les PFAS sont présents dans les produits d'entretien tels que les détergents pour lave-vaisselle, les dégraissants, les nettoyeurs de surface, les nettoyeurs pour four, les cires, les huiles pour parquet, les imperméabilisants pour textiles et cuirs, les nettoyeurs pour lunettes, sprays lubrifiants pour voiture et vélo, etc.

La saisine de l'Anses [100] présente la synthèse de 4 articles scientifiques, 2 rapports et des études d'associations de consommateurs. Les PFAS les plus souvent quantifiés sont le 6:2 diPAP (100 % de 14 échantillons), l'acide perfluorononenoxybenzene sulfonique¹⁵ (62,5 % de 16 échantillons), le 6:2 FTOH (36 % de 81 échantillons) et le PFPrA (32 % de 37 échantillons).

Les concentrations médianes les plus élevées ont été identifiées pour le 6:2 diPAP (18 000 µg/kg), le 6:2 FTOH (9 000 µg/kg) et le 6:2 FTS (8 580 µg/kg). Le PFHxA est le PFAS avec la plus grande concentration suivante mais elle n'est que de 34 µg/kg. Cela souligne bien l'importance des concentrations mesurées sur ces 3 fluorotélomères.

¹⁵ Un aromatique fluoré à chaîne latérale.

6.2.2.2.4. Autres emballages ferreux et non ferreux

Les canettes en métal [109] et les boîtes de conserve [110] peuvent contenir des PFAS.

L'Ineris [79] indique que les PFAS peuvent être utilisés dans les encres et laques appliquées sur les canettes en aluminium.

Ces deux types d'emballage font partie de la catégorie métaux du gisement de déchets étudiés par Liu et al. [104] pour évaluer la concentration de PFAS lixiviables issue de ce type de déchet. Ce gisement contenait également des aérosols, des pièces automobiles et des feuilles d'aluminium. La concentration mesurée est de 2,2 µg/kg.

6.2.2.3. Textiles d'habillement, Linges de maison et Chaussures (TLC)

Les PFAS sont intentionnellement utilisés dans de nombreux produits textiles pour leur propriétés imperméables, oléofuges et anti-tâches [111].

Des études montrent qu'ils sont présents dans les textiles d'habillement et d'ameublement et articles chaussants. L'Anses a comptabilisé, dans la saisine n°2022-SA-0198-PFAS [100] : 13 articles scientifiques, 2 rapports et des études d'associations de consommateurs présentant des résultats de mesure de PFAS dans les textiles. 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. On peut les trouver dans :

- 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),
- Chaussures,
- Linge de maison : draps, protège-matelas, taies d'oreiller,
- Textiles d'ameublement et de décoration : tapis, tissus des chaises, nappes anti-tâches, tapis de crèche ou garderie,
- Sacs à dos, tentes,
- Matériaux d'intérieur automobile.

Les familles de PFAS quantifiées dans les études reportées sont les FTCA/FTUCA, FTOH, PFAA.

Le Tableau 22 présente les 10 concentrations médianes en µg/kg et en µg/m² de tissu les plus importantes rapportées par l'Anses.

TABLEAU 22

Les 10 concentrations médianes en PFAS les plus élevées issues de la bibliographie pour les textiles rapportées dans la saisine de l'Anses – triées par unité

PFAS	Nombre d'échantillon	FQ (%)	CMoy	CMin (µg/kg)	CMéd (µg/kg)	Cmax (µg/kg)
Concentrations en µg/kg						
4:2 FTOH	106	5,66	282	5,25	174	177
6:2 FTOH	160	57,5	41 400	0,002	50,3	1 580 000
6:2 FTS	151	27,8	167	0,05	37,8	2 800
6:2 FTMAC	44	11,4	115	1,47	35,7	371
8:2 FTOH	155	40	2 190	0,002	17,3	127 000
PFBA	271	59	1 690	0,87	16,5	154 000
PFPPrA	101	83,2	761	0,969	13	35 300
PFPeA	233	67,4	1 630	0,14	12,4	167 000
10:2 FTAC	44	13,6	13,2	8,5	10,6	24,2
FOSAA	16	31,2	96	3,6	8,79	450
Concentrations en µg/m² de tissu						
6:2 FTOH	25	100	143	0,045	74	570
PFBS	7	100	128	0,57	43	350
6:2 FTMAC	21	100	48,7	4,1	26	210
8:2 FTSA	7	100	75,7	0,03	9,1	300
PFBA	14	100	33,9	0,14	6,8	190
10:2 FTOH	16	100	43,9	0,045	6,5	477
8:2 FTOH	17	100	46,3	0,084	4,6	477
8:2 FTCA	9	88,9	2,48	1,4	2,15	3,9
PFHxA	17	100	5,65	0,31	2,1	31
6:2 FTS	5	100	1,12	0,03	1,8	1,8

Les concentrations médianes les plus importantes sont principalement identifiées sur les précurseurs (FTOH, FTMAC, FTSA).

L'Ineris [79] indique qu'au sein du secteur de l'habillement, environ 80 % des PFAS sont employés pour des vêtements ordinaires, 10 % pour des équipements de protection individuelle et 10 % pour les chaussures et équipements de sport professionnel et de loisir.

L'Ineris présente un inventaire des applications liées au secteur TLC identifiées dans la bibliographie comme utilisatrice de PFAS. Il faut noter que des secteurs du textile tels que les textiles techniques avec application médicales ou automobiles ou les textiles techniques pour l'extérieur (bâches, auvents, voiles, etc.) sont également identifiés comme utilisateurs de PFAS.

L'Ineris liste les 20 PFAS les plus cités dans la bibliographie pour ces secteurs. Parmi eux, on peut nommer : PFHxA, PFOA, PFDA, PFDS, PFBA et 6:2 FTOH.

Aux États-Unis, une étude a montré que la concentration de PFAS lixiviables due aux déchets de cuir, caoutchouc et textile est de 25 µg/kg [104]. Les articles textiles contenus dans les déchets testés étaient par exemple : des ceintures, des vêtements, des chaussures, des tapis, des gants en caoutchouc.

Xia et al. [112] ont étudié les PFAS dans les uniformes scolaires américains. Au-delà de ce produit, ils ont montré que de nombreux produits pour enfants commercialisés comme « résistants aux tâches » ou « imperméables » contiennent des PFAS.

Des concentrations maximales de 15 PFAA de 78 µg/kg pour les textiles, 38 µg/kg pour les revêtements de sol, et 36 µg/kg pour les matériaux d'intérieur automobile sont rapportées dans la bibliographie [105].

6.2.3. Flux collectés en déchèterie

Les PFAS sont utilisés dans les émulseurs fluorés de lutte contre l'incendie. Ainsi, les matériaux, les liquides ou les sols contaminés par les mousses antifeu lors d'évènement nécessitant leur utilisation peuvent être sources de PFAS dans les entrants des installations de traitement de déchets.

6.2.3.1. Déchets dangereux de déchèterie

Les produits de bricolage et matériaux du bâtiment comme les peintures, solvants, colles, laques, joints, mastic et adhésifs, vernis peuvent contenir des PFAS [100].

Les DASRI (Champs opératoires et blouses chirurgicales, Mèches et traitement des plaies, etc.) et les radiographies peuvent contenir des PFAS [79], [110].

Les produits phytosanitaires comme les insecticides peuvent également contenir des PFAS.

Les batteries ont également recours aux PFAS (PVDF, PTFE, sels d'électrolytes) et peuvent être une source de rejets potentiels de PFAS lors notamment du recyclage des batteries au Li-ion [113].

La batterie d'un véhicule électrique contiendrait environ 20 % de fluoropolymères. Le 6:2 FTS est un surfactant utilisé dans l'industrie automobile et plus particulièrement pour la confection de batteries [114].

Les PFAS étant utilisés dans les émulseurs fluorés de lutte contre l'incendie, les extincteurs peuvent également être une source.

Enfin, les contenants de produits d'entretien peuvent rester souillés et peuvent être jetés en déchèterie. Ainsi, ces emballages, souvent plastique, ne seront pas détaillés ici. Se reporter au § 6.2.2.3 pour identifier les sources potentielles de PFAS associés à ces typologies de déchets.

6.2.3.2. DEEE

Les PFAS sont largement utilisés dans de nombreux procédés de fabrication des semi-conducteurs, de composants électroniques, de pile à combustibles, de fils et câbles, et autres applications de l'industrie de l'électronique et des semi-conducteurs [79], [115].

L'Ineris [79] indique que selon la proposition de restriction universelle des PFAS soumise à l'ECHA : 2 500 à 6 300 tonnes de PFAS seraient utilisés annuellement dans ce secteur en Europe, dont environ les deux tiers sont des fluoropolymères (dont PTFE, polymères de la famille du Teflon, PVDF), 800 à 1 500 tonnes des PFAS non polymères (dont PFBS) et 140 tonnes des gaz fluorés.

L'Ineris présente une liste des sous-secteurs de l'électronique et des semi-conducteurs identifiés dans la bibliographie comme utilisateurs de PFAS.

Aux États-Unis, une étude a montré que la concentration de PFAS lixiviables due aux déchets des petits appareils et à l'électronique est de 2,0 µg/kg [104], par exemple : composants informatiques, mixeurs, cafetières, imprimantes et chargeurs.

Des concentrations de Σ15 PFAA allant jusqu'à 11,7 µg/kg (médiane 0,4 µg/kg) sont rapportées pour les équipements électriques/électroniques, et jusqu'à 2,2 µg/kg (médiane 1,4 µg/kg) pour les déchets d'EEE [105].

6.2.3.3. Encombrants, déchets de construction et tout-venant de déchèterie

Les taux de PFAS dans les encombrants sont très peu documentés.

6.2.3.3.1. Métaux

Les PFAS sont largement utilisés en traitement de surface des métaux, pour modifier le potentiel électrique de leur surface par exemple et en fabrication de produits métalliques pour la construction ou les transports [79].

L'Ineris [79] indique que selon la proposition de restriction universelle des PFAS soumise à l'ECHA :

- 25 à 330 tonnes de PFAS seraient utilisés annuellement dans le placage des métaux en Europe. Le 6:2FTS est le plus employé notamment dans les applications de chromage. Des fluoropolymères sont utilisés dans les applications de revêtement de nickel et d'aluminium.
- 110 à 970 tonnes de PFAS (uniquement des fluoropolymères) sont utilisés annuellement dans la fabrication de produits métalliques comme inhibiteur de corrosion pour l'acier (ex : PTFE pour la fabrication des lames de rasoir).

Les pièces automobiles et les feuilles d'aluminium font partie de la catégorie métaux du gisement de déchets étudiés par Liu et al. [104] pour évaluer la concentration de PFAS lixiviables issue de ce type de déchet. Ce gisement contenait également des métaux liés à des emballages (boîtes de conserve, aérosols, canettes). La concentration mesurée est de 2,2 µg/kg.

6.2.3.3.2. Construction dont Déblais et Gravats

Les PFAS peuvent se trouver dans différents matériaux de construction/ du bâtiment et donc dans les déblais et gravats qui en sont issus [79], [100], [108], [110], [114] :

- Peintures et notamment peintures anti-tâches, anti-graffitis et hydrofuges, cires, vernis, mastics, adhésifs utilisés pour les travaux d'électricité/plomberie/étanchéité,
- Toitures en asphalte, revêtements de toitures en métal, membranes d'étanchéité pour toits terrasses,
- Systèmes de réfrigération, de climatisation, pompes à chaleur,
- Additif au ciment,
- Isolation de câbles et fils, joints et tuyaux,
- Panneau de particules de bois,
- Matériaux isolants,
- Traitements antitâches pour surfaces en verre et en céramique (fenêtres, miroirs, les portes de douche, baignoires et toilettes),
- Revêtements de sol,
- Etc.

L'Ineris [79] indique que les PFAS sont largement utilisés dans les produits de construction. Selon la proposition de restriction universelle des PFAS soumise à l'ECHA : 5 000 à 13 000 tonnes de PFAS seraient utilisés annuellement dans ce secteur en Europe, dont environ 80 % de fluoropolymères. Le PTFE (Polytétrafluoroéthylène), l'ETFE (Éthylène tétrafluoroéthylène) et le PVDF (Fluorure de polyvinylidène) représentent 97 % de l'utilisation totale signalée des fluoropolymères dans les matériaux et produits de construction. Les autres substances les plus citées dans ce secteur d'après l'étude de l'Ineris sont : le PF-PeA, le PFHxA et le PFHpA entre autres. L'Ineris présente une liste assez conséquente des sous-secteurs de la construction identifiés dans la bibliographie comme utilisateurs de PFAS.

Aux États-Unis, une étude a montré que la concentration de PFAS lixiviables due aux déchets de construction est de 8,9 µg/kg [104]. Les éléments de construction contenus dans les déchets testés étaient par exemple : des pierres, du bois, des briques.

6.2.3.3.3. Bois

Les produits en bois peuvent contenir des PFAS. Ces substances peuvent être utilisées dans le processus d'imprégnation du bois, mais aussi dans les colles et résines utilisées dans la fabrication des matériaux composites à base de bois, tels que les panneaux OSB¹⁶, les panneaux de fibres de haute ou moyenne densité, le contreplaqué, etc.

Une étude tchèque, publiée en 2016 [116] a montré que 100 % des 14 panneaux OSB et des produits bois analysés contenaient des PFAS, avec une médiane de Σ15 PFAA = 5 µg/kg et un maximum = 18 µg/kg.

Une autre étude [117] a montré que l'ajout de PFAS à une résine urée-formaldéhyde utilisée dans les panneaux de particules améliorerait les propriétés de ces derniers.

6.2.3.3.4. Mobilier

Le mobilier est constitué de différents matériaux déjà traités dans les autres paragraphes de ce chapitre.

6.2.3.3.5. Autres

D'autres déchets spéciaux peuvent contenir des PFAS. On peut citer [110] :

- Caoutchouc des pneus,
- Médicaments non utilisés (principe actif ou additif de formulation).

¹⁶ OSB signifie « Oriented Strand Board », soit en français « Panneau de lamelles orientées ».

6.3. DÉCHETS D'ACTIVITÉS ÉCONOMIQUES ASSIMILÉS (DAE)

Dans la partie 7 « Devenir des PFAS dans les filières de traitement des déchets », la caractérisation des déchets entrants en installation de traitement s'appuie sur l'enquête nationale « Traitement » de l'ADEME publiée en 2024 [118], qui identifie le flux de DAE¹⁷.

Les DAE regroupent l'ensemble des **déchets non ménagers** au sens de l'article R. 541-8 du code de l'Environnement. Ils sont produits notamment par les :

- Entreprises industrielles et du BTP,
- Artisans et commerçants,
- Services publics (écoles, administrations...),
- Professionnels de santé (hôpitaux publics et cliniques privées, médecins...),
- Services tertiaires,
- Particuliers hors de leurs domiciles (déchets des établissements recevant du public, transports, ...).

Ces déchets peuvent être dangereux, non dangereux non inertes (dit « banals ») ou inertes. La majorité des DAE fait l'objet d'une gestion spécifique, généralement assurée par des opérateurs privés, la responsabilité de leur gestion incombant à leur producteur. À ce titre, ce flux n'est pas intégralement couvert par l'enquête ADEME 2024. **Seuls les DAE dits « assimilés » sont considérés** dans les paragraphes 6 « Sources des PFAS dans les déchets » et 7 « Devenir des PFAS dans les filières de traitement des déchets », c'est-à-dire des déchets, par leur nature et leur quantité, comparables aux déchets ménagers et effectivement pris en charge par le Service Public de Gestion des Déchets (SPGD).

Du point de vue des PFAS, les DAE assimilés sont très hétérogènes et peuvent présenter la même diversité que celle retrouvée dans les OMR (partie 6.2.1), en raison de la nature des produits qu'ils contiennent (emballages, consommables, textiles, papiers traités, équipements divers). Ils peuvent toutefois refléter des usages spécifiques à certaines activités économiques (restauration, soins, nettoyage, bureautique), susceptibles d'introduire des sources additionnelles ou des profils de contamination distincts. En conséquence, ces flux contribuent à la présence diffuse de PFAS dans les déchets entrants en installation, tout en pouvant ponctuellement constituer des apports plus ciblés selon les activités concernées.

À ce jour, la contamination par les PFAS de cette fraction est très peu documentée dans la bibliographie scientifique.

6.4. BOUES D'ÉPURATION ET INDUSTRIELLES

Il est présenté ici à titre d'information des données relatives à la présence de PFAS dans les boues en tant que déchet entrant dans des filières de traitement mais elles sont également susceptibles d'être utilisées en épandage.

L'ensemble des nombreux articles et rapports sur le sujet mesure des PFAS dans les boues d'épuration urbaine, quelles que soient les caractéristiques du territoire collecté : urbain, rural, très industrialisé ou non.

¹⁷ Le terme DAE est désormais préféré à DIB (Déchets Industriels Banals) utilisé afin de tenir compte de la diversité d'activités produisant ces déchets.

Cependant, les niveaux varient selon le bassin versant, l'importance des rejets industriels, les pratiques des stations d'épuration [119]. Dans une étude néerlandaise [120], réalisée sur 8 STEU, les concentrations les plus importantes en PFAS ont été identifiées sur des boues provenant de stations situées proches de zones industrielles.

La présence de PFAS dans les boues est due à leur utilisation dans les produits de consommation et à certains procédés industriels et à leur transport par les eaux usées.

On note une présence dominante des molécules suivantes :

- PFOS,
- PFOA,
- PFHxS,
- PFBS,
- Précurseurs transformables (fluorotélomères de type FTS et FTOH).

Le PFOS est l'un des PFAS retrouvé en plus forte concentration dans les boues. Il faut noter cependant que c'est le composé le plus recherché et le plus connu.

L'étude néerlandaise menée par le STOWA¹⁸ indique que la transformation de précurseurs dans les installations de traitement des eaux augmente les PFAS stables dans les boues. Ce constat n'est pas largement partagé. L'Annexe XV du dossier de restriction PFAS à l'étude par l'ECHA [121] et Gassman et al. [122] classent les boues d'épuration comme un réservoir pour les PFAS à chaîne longue. Ils expliquent cela par le fait que les PFAS à chaîne courte sont plus mobiles et s'adsorbent donc moins sur la phase solide.

Une large étude wallonne [123] effectuée sur 112 échantillons de boues déshydratées de 98 STEU en 2024 a essayé de faire le lien entre les teneurs en PFAS dans les eaux et dans les boues, mais à ce stade aucune corrélation n'est apparue. Des investigations complémentaires sont en cours.

Le Plan national de Management Environnemental (NEMP) des PFAS en Australie indique que des recherches sur les PFAS dans les biosolides australiens ont révélé que les composés dominants étaient les esters de phosphate disubstitués (diPAP), représentant 45 % de la masse totale moyenne de PFAS, suivis des acides perfluoroalkylcarboxyliques (PFCA) (17 %), des sulfonates de perfluoroalkyle (16 %), des acides fluorotélomères carboxyliques (FTCA) (9 %) et du sulfonamide de perfluorooctane (5 %) (Moodie et al., 2021). Ces résultats concordent avec des études menées à l'étranger (Yeung et al., 2016).

Le Tableau 23 présente quelques concentrations en PFAS dans les boues, issues de la bibliographie. Il faut noter que l'article Bolan et al. [124] est une revue bibliographique. L'ensemble des informations concernant les campagnes de mesure menées par les auteurs cités ne sont pas systématiquement reprises. Il n'a pas été possible, dans cette étude, de reprendre l'ensemble des articles cités.

¹⁸ Le STOWA est le centre de connaissances pour les gestionnaires régionaux de l'eau aux Pays-Bas.

TABLEAU 23

Données issues de la bibliographie sur les types de PFAS quantifiés dans les boues et leurs concentrations

Source	Nb PFAS	Analyses PFAS				Remarques	Ref.
		Famille PFAS	Abréviation	Concentration	Nb Q		
Boues de STEU – 10 échantillons	160	/	ΣPFAS	218 µg/kg (C _{méd})	10	Il faut noter que sur les 10 échantillons analysés, 102 PFAS différents ont été quantifiés au moins une fois avec une moyenne de 24 PFAS quantifiés par échantillon (Max 79 PFAS, Min 8 PFAS quantifiés selon l'échantillon). Les 7 PFAS mentionnés ici sont ceux pour lesquels la fréquence et quantification était la plus importante. La liste de 160 PFAS est fournie dans le tableau S13 de l'annexe de l'étude.	[107]
		PFCA	PFOA	2,64 µg/kg (C _{méd})	9/10		
		PFSA	PFHxS	1,22 µg/kg (C _{méd})	8/10		
		PFSA	PFOS	35,20 µg/kg (C _{méd})	10/10		
		FASAA	EtFOSAA	20,16 µg/kg (C _{méd})	10/10		
		-	TAmPr-FOSA (PFOSAmS)	12,88 µg/kg (C _{méd})	8/10		
		-	AmPr-FOSA (PFOSAm)	0,92 µg/kg (C _{méd})	7/10		
		FTAB	6:2 FTAB	11,91 µg/kg (C _{méd})	6/10		
Boues de STEU	-	PFSA	PFOS	1,44 – 169 000 000 µg/kg	-	Chine	[124]
	-	PFCA	PFBA	1 880 µg/kg	-	Espagne	
	-	PFCA	PFOA	0,5 – 416,8 µg/kg	-	Chine	
	-	PFCA	PFDA	26 +- 20 µg/kg	-	États-Unis	
	-	/	PFSA	0,014 – 0,54 µg/kg	-	Nigeria	
	-	PFSA	PFDS	113 µg/kg	-	États-Unis	
	-	PFSA	PFHxS	3,03 µg/kg	-	États-Unis	
	-	PFCA	PFUnDA	5,32 µg/kg – 18,4 µg/kg	-	États-Unis	
	-	/	PFCA	0,01 µg/kg (Nigeria) – 19 µg/kg (Canada)	-	Nigeria et Canada	
	-	/	Σ ₂₂ PFAS	4,93 – 92,6 µg/kg	-	Canada. La liste de 22 PFAS n'est pas précisée. Il se peut qu'elle figure dans la source originale : Letcher et al. (2020).	
	-	/	Total PFAS	31,5 – 49,1 µg/kg	-	Chine. La liste des PFAS totaux n'est pas précisée. Il se peut qu'elle figure dans la source originale : Pan et al. (2016).	
	-	/	Σ ₉₂ PFAS	500 µg/kg MS (boues brutes) 330 µg/kg MS (boues traitées)	-	La liste de 92 PFAS est fournie dans le tableau S3 de l'étude de Thompson et al. (2023a, 2023b) référencé dans cette source.	[105]

TABLEAU 23

Suite

Source	Nb PFAS	Analyses PFAS				Remarques	Ref.
		Famille PFAS	Abréviation	Concentration	Nb Q		
Boues d'épuration – Québec	80	/	Σ79PFAS	15 – 705 µg/kg Cmoy : 232 µg/kg	–	La liste de 79 PFAS est fournie dans le Table S2 de l'annexe de l'étude.	
		PAP	6:2 diPAP et 8:2 diPAP	2,9 – 244 µg/kg	–	Parmi la concentration totale en diPaP : 6:2 diPAP (76 %) et 8:2 diPAP (13 %).	
		FASA	FOSA	1,3 – 431 µg/kg	–		
		/	PFCA	2,2 – 98 µg/kg	–		
		/	PFSA	0,11 – 88 µg/kg	–		
Boues traitées/valorisables – Québec	80	/	Σ79PFAS	12 – 1 310 µg/kg Cmoy: 161 – 152 µg/kg	33	La liste de 79 PFAS est fournie dans le Table S2 de l'annexe de l'étude.	[125]
		PAP	6:2 diPAP	0,7 – 268 µg/kg			
		FOSAA	FOSAA	0,25 – 108 µg/kg		EtFOSAA et MeFOSAA majoritaires.	
		PFCA	PFHxA	0,10 – 43 µg/kg			
		PFSA	PFOS	0,02 – 66 µg/kg			
Boues papetière – 12 échantillons – Québec	80	/	Σ79PFAS	9,8 – 213 µg/kg Cmoy : env. 40 µg/kg	12	La liste de 79 PFAS est fournie dans le Table S2 de l'annexe de l'étude.	
		/	PFCA	6 – 42 µg/kg		Les PFCA représentent 33 % et les diPAP 28 % de la concentration totale en PFAS mesurée dans ces 12 échantillons.	
		PAP	diPAP	0,45 – 95 µg/kg			
Boues papetières – 4 échantillons	–	PAP et PFCA		diPAP et PFCA en majorité	–	Les résultats détaillés ne sont pas fournis. Il se peut qu'ils figurent dans la source originale : Bugsel and Zwiener, 2020.	[124]
Boues de papeteries – 1 échantillon	160	/	Σ ₁₁₀ PFAS	99,81 µg/kg	1	Il faut noter que 110 PFAS ont été quantifiés sur les 160 lors de cette analyse. Le percentile 90 sur ces 110 concentrations est de 1,82 µg/kg. Parmi les PFAS, le PFOS et l'EtFOSAA sont mentionnés ici car il s'agit des concentrations les plus élevées. La liste de 160 PFAS est fournie dans le tableau S13 de l'annexe de l'étude.	[107]
		PFSA	PFOS	36,66 µg/kg			
		FASAA	EtFOSAA	32,48 µg/kg			
Boues de chromage – Chine	–	PFSA	PFOS	2 435 µg/kg	–		[105]

* L'étude Munoz et al (2021) caractérise les PFAS présents dans 47 types de déchets organiques épandus sur des terres agricoles en France, y compris des matériaux anciens et récents. Au total, 160 PFAS appartenant à 42 classes ont été identifiés lors du criblage ciblé et du criblage non ciblé basé sur les homologues. Plusieurs PFAS ne sont jamais identifiés dans les 7 ech : PFPrA, PFPeDA, PFNoDA, PFPrS, PFDoS... (58 PFAS/160 analysés).

** Les PFAS suivants ont été quantifiés en concentration les plus importantes : le PFOS et le EtFOSAA. Plusieurs PFAS ne sont jamais identifiés dans l'échantillon : PFBA, PFPrS, PFPeS, PFNS, PFUnS... (110 PFAS/160 analysés).

Comme présenté dans le tableau ci-dessus et précisé par l'Anses dans sa saisine n°2022-SA-0198, les boues industrielles peuvent également contenir des PFAS. Les boues papetières, textiles, agroalimentaires et de traitement de surface sont identifiées.

D'une façon plus globale, il semblerait que tous secteurs industriels où les PFAS sont retrouvés dans les rejets aqueux et qui disposent de traitements biologiques ou de lagunes pour leur épuration peuvent être susceptibles de produire des boues contenant des PFAS.

Un risque de contamination de l'environnement est identifié par plusieurs voies [119] :

- Par épandage : les PFAS peuvent être lixiviés vers les eaux de surface ou s'infiltrer dans les eaux souterraines. Ils peuvent également s'accumuler dans les sols et les plantes et organismes du sol,
- Par mise en installations de stockage : la présence de boue dans les centres de stockage augmente les PFAS dans les lixiviats,
- Potentiellement par incinération.

Ainsi, la question des PFAS dans les boues constitue un enjeu majeur du fait de leur accumulation. Le mode de traitement/gestion ultérieur des boues constitue un vecteur non négligeable de dispersion environnementale.

6.5. SYNTHÈSE

Le Tableau 24 présente une synthèse de ce chapitre et donc des données identifiées dans la bibliographie concernant les sources de PFAS dans les déchets.

Les données collectées doivent être prises avec une certaine prudence. En effet, lorsque plusieurs références existent, la variabilité des données est importante. Cela peut être due à une grande disparité dans les protocoles, le nombre et la nature des PFAS recherchés, le nombre d'échantillons analysés.

Il faut noter que pour beaucoup de sources de PFAS sont encore mal caractérisées, les données sont limitées. L'Anses a notamment identifié les matériaux au contact des denrées alimentaires, les matériaux au contact de l'eau, les matériaux de construction et les produits de consommation.

Cependant, les PFAS sont identifiés dans quasiment toutes les catégories listées. Les déchets les plus contributeurs en concentration de PFAS sont les boues, les emballages alimentaires en papier et carton et les textiles techniques.

Les OMR sont une source diffuse de PFAS mais les volumes sont importants.

L'Ineris [79] dans sa cartographie des classes de PFAS par sous-usages indique que les fluoropolymères et fluorotélomères sont associées au plus grand nombre d'applications, mais que sinon le nombre de sous-usages uniques dans chaque secteur pour les substances les plus documentées dans leur base est homogène entre les différentes classes de PFAS. L'Ineris souligne également qu'un nombre élevé de sous-usages (78) est associée à des composés pour lesquels la classe de PFAS n'a pas été identifiée.

TABLEAU 24

Sources de PFAS dans les déchets et données indicatives de concentrations et de flux

Déchets			Données indicatives de flux ou de concentration PFAS	PFAS majoritaires
Origine	Mode de collecte	Nature		
DMA	Collecte traditionnelle	OMR composées de déchets résiduels et organiques, avec erreurs de tri (biodéchets, emballages, papiers, textiles, etc.)	<i>Produits d'hygiène absorbants, mouchoirs, cosmétiques, textiles, papiers, etc.</i> Données rares et hétérogènes. Valeurs indicatives (3 jeux de données) : - MSW américains : 4,1 à 20 µg/kg ; - Concentration totale extractible dans les déchets ménagers : 50 µg/kg. Mise en garde sur ces données : Matrice OMR fortement hétérogène ; Composition variable selon les territoires et les erreurs de tr ; Différences importantes de méthodologie, protocoles de prélèvement et d'analyse, de listes de PFAS étudiés, etc.	Profil diffus ; présence fréquente de fluorotélomères et précurseurs issus des produits de consommation, avec contribution possible de PFOA, PFOS, PFBS, PFHxA, FTOH selon les sous-fractions.
DMA	Collectes sélectives	Biodéchets et emballages alimentaires	Restes alimentaires, déchets verts, résidus agricoles, emballages alimentaires souillés, matériaux compostables au contact des denrées, etc. Données modérément documentées selon les sous-catégories Valeurs indicatives (plusieurs jeux de données) : - Déchets alimentaires : ΣPFAS < 1 à 8 µg/kg ; - Déchets verts ≈ 2 à 11 µg/kg ; - Autres déchets d'origine agricole : ΣPFAS = 0,66 µg/kg (C méd) sur 21 échantillons ; - Emballages alimentaires compostables : 9-49 µg/kg en fluor organique total (sacs en papier).	PFBA, PFNA, PFOS, PFHxS ; contribution des PFAS issus des emballages alimentaires.
DMA	Collectes sélectives	Papiers / cartons et emballages alimentaires	Emballages alimentaires, boîtes de céréales, briques alimentaires, serviettes en papier, nappes, pailles, papiers recyclés, cartons traités anti-graisse, etc. Données relativement abondantes selon les sous-catégories (riche pour les emballages alimentaires). Valeurs indicatives (au moins 6 jeux de données) : - Papiers : env. 0,6 à 210 µg/kg ; - Emballages alimentaires : ΣPFAS ≈ 3 – 8500 µg/kg ; - Boîtes en carton : 2,4 µg/kg.	PFBA, PFPeA, PFBS, PFHxA.
DMA	Collectes sélectives	Plastiques	Emballages alimentaires, bouteilles et flacons plastiques, sacs souples, ustensiles, jouets, tuyaux, polystyrène expansé, etc. Données limitées. Valeur indicative (1 jeu de données) : Concentrations lixiviables de 0,62 à 5,2 µg/kg selon les types de plastiques.	PFBA, PFPeA, PFHxA.
DMA	Collectes sélectives	Textiles, linge de maison et chaussures (TLC)	Vêtements imperméables, chaussures, linge de maison, tapis, tissus d'ameublement, sacs à dos, tentes, textiles techniques, etc. Données relativement abondantes. Valeurs indicatives (au moins 3 jeux de données) : - Déchets de cuir, caoutchouc, textile : 25 µg/kg (PFAS lixiviables) - Nombreuses données bibliographiques sur textiles traités avec médianes variables et maximum très élevés selon substances.	FTOH, FTMAC, FTSA, PFAA (PFBA, PFHxA, PFOA, PFDA, PFDS).

TABLEAU 24

Suite

Déchets			Données indicatives de flux ou de concentration PFAS	PFAS majoritaires
Origine	Mode de collecte	Nature		
DMA	Déchèterie	Déchets dangereux de déchèteries	Produits de bricolage, DASRI, produits phytopharmaceutiques, batteries, etc. Données très rares.	-
DMA	Déchèterie	DEEE	Fils, câbles, composants électroniques, imprimantes, chargeurs, petits appareils électriques Données rares. Valeurs indicatives (2 jeux de données) : 2,0 µg/kg pour petits appareils et électronique (PFAS lixiviables) ; Σ5 PFAA jusqu'à 11,7 µg/kg, avec médiane 0,4 µg/kg pour équipements électriques/électroniques.	PTFE, PVDF, polymères de la famille du Téflon, PFBS.
DMA	Déchèterie	Métaux	Aérosols, pièces automobiles, feuilles d'aluminium, métaux traités de surface. Données rares. Valeur indicative (1 étude) : 2,2 µg/kg (PFAS lixiviables) dans la catégorie métaux du gisement municipal étudié contenant également des emballages ferreux et non ferreux. Catégorie hétérogène.	6:2 FTS ; fluoropolymères (ex : PTFE)
DMA	Déchèterie	Déchets de construction, déblais et gravats	Peintures, vernis, mastics, adhésifs, membranes d'étanchéité, câbles, tuyaux, revêtements, matériaux isolants, déblais contaminés. Données rares. Valeur indicative (1 étude) : 8,9 µg/kg dans les déchets de construction (PFAS lixiviables) Usages recensés nombreux et hétérogènes mais données quantitatives limitées.	PTFE, ETFE, PVDF ; PFPeA, PFHxA, PFHpA.
DMA	Déchèterie	Bois	Matériaux composites à base de bois (ex : Panneaux OSB, contreplaqué), Bois imprégné Données rares. Valeur indicative (1 étude) : Σ5 PFAA = 5 µg/kg (Panneaux OSB) Diversité des déchets bois collectés en déchèterie importante.	-
DAE	Collecte spécifique ou pris en charge par la collecte traditionnelle	Papiers, cartons, métaux, déchets de construction, déchets en mélange, consommables et emballages de DAE	Emballages professionnels, papiers traités, consommables, textiles, produits de nettoyage, équipements et déchets en mélange issus d'activités tertiaires, soins ou restauration. Données très rares. Matrice fortement hétérogène + Composition variable selon les territoires et les activités	Profils probables proches des OMR.

TABLEAU 24

Suite

Déchets			Données indicatives de flux ou de concentration PFAS	PFAS majoritaires
Origine	Mode de collecte	Nature		
Boues	Boues urbaines	Boues d'épuration urbaines	Données nombreuses. Valeurs indicatives (au moins 5 jeux de données) : Ordres de grandeur récurrents de quelques dizaines à plusieurs centaines de µg/kg, avec par ex. Σ160 PFAS = 218 µg/kg (C méd) sur 10 échantillons, Σ79 PFAS = 15–705 µg/kg au Québec, et Σ92 PFAS moyen = 330–500 µg/kg MS selon l'état des boues.	PFOS, PFOA, PFHxS, PFBS ; précurseurs transformables (FTS, FTOH) ; diPAP, FTCA
Boues	Boues industrielles	Boues papetières, boues de chromage, autres boues industrielles	<i>Industries identifiées : papeterie, traitement de surface, agroalimentaire, textile.</i> Données modérément documentées. Valeurs indicatives (3 jeux de données) : - Boues papetières : Σ110 PFAS = 99,81 µg/kg sur 1 échantillon ; Σ79 PFAS = 9,8–213 µg/kg sur 12 échantillons ; - Boues de chromage : PFOS = 2 435 µg/kg.	Boues papetières : PFOS ; diPAP ; PFCA ; EtFOSAA.

7.

Devenir des PFAS dans les filières de traitement des déchets

Le devenir des PFAS dans les filières de traitement varie fortement selon les matrices, les familles de substances et les procédés mis en œuvre. Les traitements ne doivent pas être analysés comme des solutions homogènes, mais comme des étapes susceptibles de conduire à une destruction partielle, à un transfert entre compartiments, à une concentration dans certains résidus ou à un maintien dans les cycles matière.

Nous allons examiner dans cette partie des principales filières de traitement des déchets, suivant la hiérarchisation des modes de traitement :

- Les procédés de tri / recyclage,
- Les traitements biologiques : compostage et méthanisation,
- Les traitements thermiques par incinération,
- Le confinement par stockage.

Pour chaque filière de traitement nous identifierons :

- Les déchets entrants et les contaminations potentielles en PFAS,
- Les mécanismes présents au sein de l'installation de traitement,
- Les produits, rejets et résidus de l'installation ainsi que les PFAS associés.

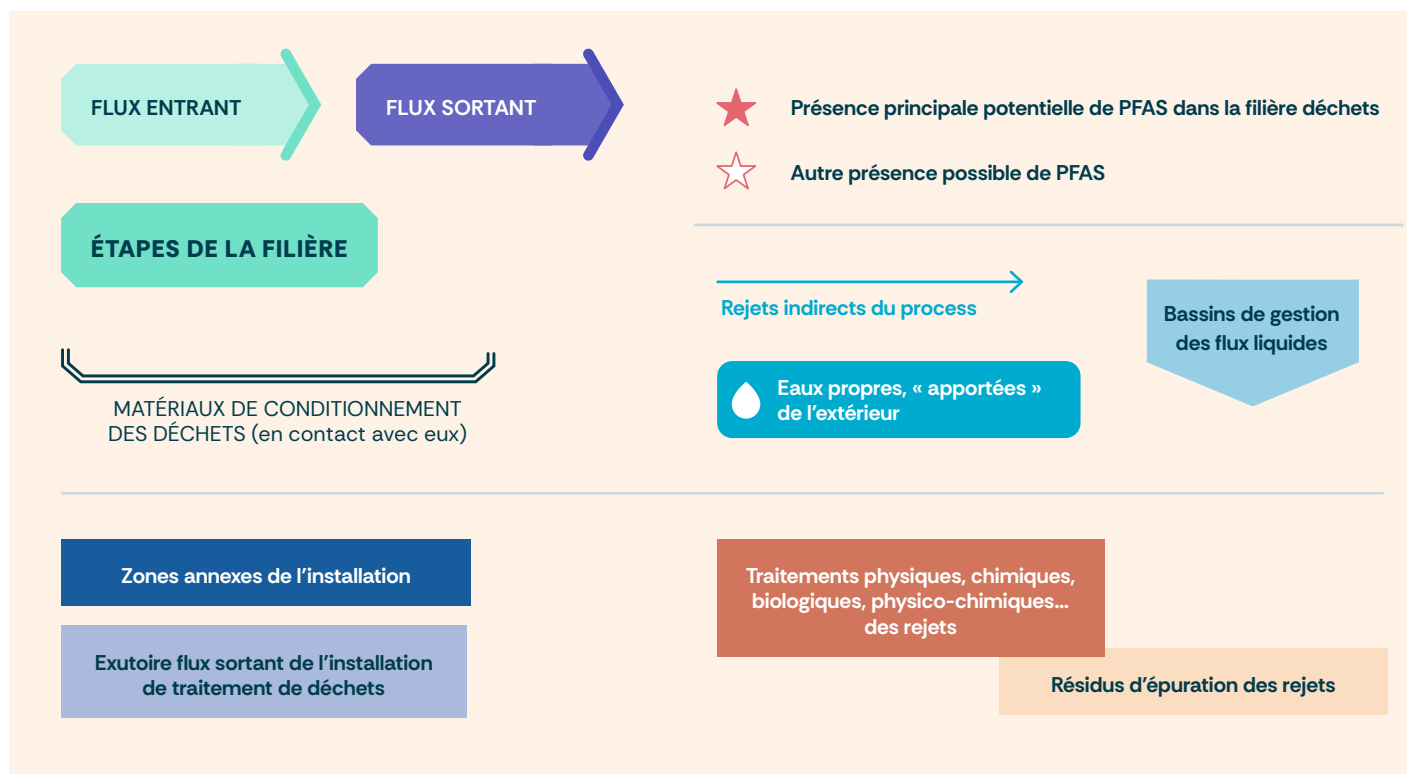
Il convient tout d'abord de rappeler que les procédés de traitement des déchets ne génèrent pas, en eux-mêmes, de PFAS : ils prennent en charge des substances déjà présentes dans les flux entrants et peuvent, selon les filières, en modifier la répartition, les transférer entre compartiments ou en réduire une partie. Pour caractériser ces flux entrants, l'étude s'inspire en partie de l'enquête nationale « Traitement des Déchets Ménagers et Assimilés – ex-ITOM 2022 » pilotée par l'ADEME, publiée en 2024, qui couvre les installations recevant au moins des déchets collectés dans le cadre du service public de prévention et de gestion des déchets, ainsi que, selon les sites, des déchets d'activités économiques.

L'objectif est d'identifier les catégories de déchets susceptibles de constituer des sources potentielles de PFAS à l'entrée des installations. Dans la perspective d'établir un bilan des flux à l'échelle des sites et de mieux comprendre l'origine possible des PFAS observés en sortie, il est également nécessaire de prendre en compte le contexte local et les apports tiers potentiels non directement liés aux déchets, tels que les eaux d'appoint, les eaux pluviales, les matériaux de construction ou les revêtements présents sur site.

Chaque filière sera accompagnée d'une synthèse schématique des flux entrants et sortants sous forme de cartographie avec identification de la présence potentielle de PFAS. La légende est présentée sur la figure suivante.

FIGURE 8

Légende utilisée pour les cartographies de chaque filière de traitement étudiée



La présence d'étoiles indique les compartiments pour lesquels une contribution est identifiée comme probable (en rouge) ou possible (en violet) au regard des connaissances disponibles. Toutefois, l'absence d'étoile ne signifie pas l'absence de PFAS : certaines sources potentielles restent mal documentées ou non investiguées à ce jour, notamment pour certains intrants, additifs de procédé ou flux intermédiaires. Ces représentations doivent donc être interprétées comme un état des connaissances actuel, susceptible d'évoluer avec l'acquisition de nouvelles données.

7.1. TRI / REGROUPEMENT / RECYCLAGE

Cette section porte davantage sur les modalités de gestion des déchets que sur des procédés de traitement à proprement parler. En effet, la présence de PFAS dans les flux entrants en centres de tri, stations de transfert ou filières de recyclage renvoie avant tout à leur présence en amont dans les produits et matériaux. Le lecteur est invité à se référer à la partie 6 du présent rapport, dédiée à la problématique des PFAS dans les produits. Les spécificités liées à la manipulation des déchets lors de ses opérations sont détaillées ci-après.

7.1.1. Tri

Lors des opérations de tri et de préparation des déchets, notamment en centres de tri ou en stations de transfert, des liquides peuvent s'écouler des déchets sous l'effet des manipulations mécaniques (tri, broyage, compactage) et être collectés sous forme de lixiviats. Ces flux liquides constituent un vecteur de transfert des PFAS présents dans les déchets entrants [121].

De même, l'Annexe XV du dossier de restriction PFAS à l'étude par l'ECHA [121] identifie la phase de pré-traitement et de tri des déchets comme un point sensible en matière d'exposition aux PFAS et de pollution de l'air. Certains composés peuvent être remis en suspension lors des opérations de

manipulation et de tri, notamment sous forme de poussières. Certaines études mettent en évidence des niveaux d'exposition plus élevés chez les opérateurs de tri en centres de recyclage, avec des concentrations mesurées dans les matrices biologiques (sang, urines) supérieures à celles observées chez d'autres catégories de personnel. Cette exposition est principalement liée à l'inhalation de poussières. Les activités de tri, en particulier dans des filières générant des poussières (DEEE, déchets du BTP...), apparaissent comme des situations à risque, nécessitant la mise en œuvre de mesures de prévention adaptées visant à limiter l'exposition des travailleurs et la mise en œuvre d'une surveillance environnementale.

7.1.2. Collecte et regroupement

Les données disponibles sur les stations de transfert et les phases amont de gestion des déchets portent principalement sur les lixiviats issus des bennes de collecte.

Selon Liu et al. [126], leur qualité est similaire aux lixiviats d'installations de stockage, mais avec un temps de contact plus court avec les déchets et sans exposition aux températures élevées ni aux conditions anaérobies caractéristiques des installations de stockage.

Sur la base d'analyses réalisées sur des lixiviats collectés en station de transfert, Liu et al. indiquent des concentrations médianes en $\Sigma 17$ PFAS de 3 300 ng/L pour des bennes commerciales et 3 400 ng/L pour des bennes résidentielles. Les précurseurs de PFAA constituent la fraction majoritaire de la contamination, représentant 70 % de $\Sigma 17$ PFAS dans les lixiviats de bennes commerciales et 56 % dans les lixiviats de bennes résidentielles. Les composés dominants identifiés sont notamment le 6:2 FTS et le 6:2 diPAP, avec des concentrations de l'ordre de, respectivement, 1 200 ng/L et 880 ng/L en bennes commerciales, et 810 ng/L et 920 ng/L en bennes résidentielles.

Dans cette étude, les PFAS terminaux classiquement suivis, tels que le PFOA et le PFOS, sont présents à des concentrations plus faibles (respectivement 46 ng/L et 57 ng/L en bennes commerciales, 29 ng/L et 28 ng/L en bennes résidentielles). La distribution des PFAA est dominée par les chaînes courtes (C3–C6), et de nombreux PFCA et PFSA sont identifiés avec des fréquences élevées, souvent de 100 % selon les chaînes considérées.

Ainsi, Liu et al. mettent en évidence des différences marquées entre lixiviats de bennes et lixiviats d'installations de stockage : les premiers présentent des concentrations nettement plus élevées en précurseurs, notamment le 6:2 diPAP (jusqu'à 30 fois plus), tandis que les composés issus de leur transformation sont relativement moins présents, avec des niveaux inférieurs d'un facteur d'environ 10 pour les intermédiaires (6:2 FTCA) et pour les PFCA terminaux à chaîne courte.

Les stations de transfert, qui assurent des opérations de tri, broyage et compactage en vue du transport des déchets, génèrent également des écoulements liquides collectés séparément. L'Annexe XV du dossier de restriction PFAS à l'étude par l'ECHA [121] indique que les concentrations en PFAS dans ces lixiviats peuvent atteindre 46 µg/L dans certains contextes, bien que ces résultats ne soient pas nécessairement représentatifs du contexte européen. Il est également indiqué que ces installations peuvent constituer une source de contamination des eaux de ruissellement.

7.1.3. Recyclage

L'Annexe XV du dossier de restriction PFAS à l'étude par l'ECHA [121] explique que **le recyclage n'est pas neutre vis-à-vis des PFAS** :

- Il peut relarguer des PFAS pendant les opérations de recyclage et réintroduire des PFAS dans des matériaux recyclés et dans de nouveaux articles fabriqués à partir de ces matériaux recyclés,
- Il allonge la durée de vie de la contamination.

Cette annexe indique que le problème peut concerner tous les types de PFAS présents dans des articles, mais mentionne que le risque est attendu principalement pour ces produits :

- les textiles,
- le papier/carton.

Pour les laques et encres, les PFAS ont de fortes chances de rester dans le papier recyclé et/ou d'être émis vers l'eau dans les installations de recyclage. Il est observé que l'augmentation du recyclage du papier/carton conduit à une dissémination des PFAS dans l'ensemble du marché du papier et du carton.

Par ailleurs, l'augmentation des emballages alimentaires en fibres moulées, favorisée notamment par la réduction des plastiques à usage unique, peut contaminer les flux de recyclage du papier/carton si ces matériaux contiennent des PFAS pour la résistance à l'eau et aux graisses.

Même s'il existe moins d'études pour les plastiques, le même risque pourrait s'appliquer sur les plastiques, car papier et plastiques sont deux flux majeurs du recyclage.

- les produits de construction,
- les véhicules hors d'usage,
- et les équipements électroniques : une alerte est donnée sur le flux de batteries Li-ion : bien qu'encore minoritaires sur le marché, leur mauvais traitement en fin de vie et surtout les incendies accidentels chez les recycleurs peuvent générer des émissions de PFAS.

Ce même rapport souligne également plusieurs **lacunes de connaissance** :

- il y a **peu de données quantitatives** sur les émissions de PFAS liées à certains procédés de recyclage, notamment pour **le papier recyclé**,
- pour beaucoup d'autres flux de recyclage, **il n'existe pas de facteurs d'émission par défaut**.

Ainsi, la filière recyclage constitue une voie importante de redistribution des PFAS. Le recyclage peut entraîner des émissions de PFAS pendant le procédé et conduire à la présence de PFAS dans les matériaux recyclés et les articles fabriqués à partir de matières recyclées.

Plus généralement, le recyclage est décrit comme un mécanisme qui prolonge la durée de vie de la contamination PFAS, sans empêcher qu'en fin de vie les matériaux contaminés finissent tout de même par être incinérés, mis en installations de stockage, compostés ou dispersés dans l'environnement.

7.2. COMPOSTAGE

D'après la définition 2026 de l'INRAE, le compostage est une technique de décomposition et de transformation de la matière organique issue d'un processus biologique par l'action conjuguée de micro-organismes et macro-organismes du sol, se réalisant dans des conditions aérobies contrôlées (aération, température, humidité). Les matières premières d'origine végétales et/ou animales sont ainsi stabilisées et hygiénisées. Le produit final, le compost, est un amendement organique stable et riche en humus, pouvant être appliqué au sol pour améliorer la fertilité, la structure et l'activité biologique.

Le compostage se déroule en plusieurs phases successives, chacune caractérisée par des dynamiques microbiennes et thermiques spécifiques :

- une phase d'activation qui dégrade rapidement les matières organiques facilement dégradables (sucres, cellulose) avec une montée de température à 30-40 °C et la principale perte de masse,
- une hygiénisation avec une élévation de température jusqu'à 70-80 °C et favorisant la dégradation de composés plus complexes (cires, hémicelluloses),
- une phase de refroidissement pendant laquelle la température descend vers 40 °C et la dégradation de matériaux plus résistants se poursuit sur plusieurs semaines,
- une phase de maturation qui stabilise le compost pendant plusieurs mois.

Afin d'assurer ces transformations, l'humidité (environ 50-60 %) et l'oxygénation doivent être maintenues dans des plages optimales.

Le produit issu de cette décomposition/transformation, **le compost**, améliore la structure, et de manière générale la santé du sol en augmentant leur stabilité, leur capacité de rétention d'eau et leur richesse en nutriments et micro-organismes.

En réintroduisant la matière organique dans les sols, il contribue à boucler les cycles de nutriments, à stocker du carbone.

L'avantage du compostage est qu'il peut être mis en place à différentes échelles :

- Sur des sites auto-compostage (jardin individuel...),
- Sur des sites de compostage de proximité (quartier, déchèteries...),
- En compostage à la ferme,
- En plateforme industrielle.

Nous traiterons ici uniquement le compostage en plateforme (échelle industrielle). Des mécanismes similaires se retrouvent sur les déconditionneurs de biodéchets et sur les unités UVEOR disposant d'une étape de dégradation aérobie. Il sera utile de disposer de données spécifiques sur ces installations pour consolider l'état des lieux réalisé sur les unités de compostage industriel présenté ci-après.

Le compostage industriel désigne la valorisation des déchets fermentescibles à grande échelle. Ce type de compostage s'effectue en plusieurs étapes :

- Préparation des déchets : tri, broyage, criblage et mélange des déchets afin d'obtenir une composition optimale pour les transformations biologiques.
- Fermentation : processus biologique de transformation des déchets en compost.
- Criblage : permet d'éliminer les éléments indésirables et d'atteindre la granulométrie souhaitée en fonction de l'utilisation prévue pour le compost.
- Maturation et stockage : permet la stabilisation du produit et l'obtention d'un fertilisant dont les caractéristiques agronomiques sont fixées.

La fermentation des déchets génère des **lixiviats**. Ils sont traités ou recirculés au sein du tas de compost.

7.2.1 Déchets entrants dans les plateformes de compostage & Contamination potentielle par les PFAS

La répartition des déchets collectés sur les plateformes de compostage, inspirée de l'enquête « Traitement » de l'ADEME publiée en 2024 [118], sont présentés dans le Tableau 25 selon leur nature. Leur potentielle contamination en PFAS est rappelée. Les flux de déchets entrants en plateforme de compostage sont relativement similaires à ceux arrivant en unités de méthanisation.

TABLEAU 25

Description des entrants sur les plateformes de compostage et de leur potentielle contamination par les PFAS

Répartition des déchets entrants sur les plateformes de compostage inspirée par l'étude « Traitement » de l'ADEME (2024)		Contamination potentielle par les PFAS ? *	Données indicatives de flux/concentration en PFAS disponibles dans la bibliographie*
Nature des déchets	Mode de collecte		
Déchets organiques	Dont Déchets verts <i>Résidus issus des tontes de pelouses, tailles de haies, feuilles mortes, résidus d'égavage d'arbres et d'arbustes, ou issus du résidu du débroussaillage et du fauchage et d'autres végétaux issus de jardins et espaces verts</i>		Données modérément documentées selon les sous-catégories Forte variabilité Valeurs indicatives (plusieurs jeux de données) : • Déchets alimentaires : ΣPFAS < 1 à 8 $\mu\text{g/kg}$; • Déchets verts $\approx$ 2 à 11 $\mu\text{g/kg}$; • Autres déchets d'origine agricole : ΣPFAS $\approx$ 0,6–0,7 $\mu\text{g/kg}$ PFAS majoritaires : PFBA, PFNA, PFOS, PFHxS ; contribution des PFAS issus des emballages alimentaires compostables.
	Biodéchets des ménages Sous-produits animaux, déchets des Industries Agroalimentaires Lisiers, fumiers, résidus de cultures		
Boues	Boues d'épuration des eaux usées urbaines, Boues industrielles, Boues de dragage, Boues de traitement de l'eau potable, etc.		Données modérément documentées à nombreuses Forte variabilité des concentrations selon la nature des boues, leur origine et les PFAS analysés Valeurs indicatives (plusieurs jeux de données) : • Plusieurs études avec des données sur les concentrations dans les boues d'épuration : de quelques dizaines à plusieurs centaines de $\mu\text{g/kg}$ (ΣPFAS $\approx$ 15 à 705 $\mu\text{g/kg}$) • Données limitées pour les boues industrielles papeteries : $\approx$ 10 – 200 $\mu\text{g/kg}$ chromage : $\approx$ 2 500 $\mu\text{g/kg}$ PFAS majoritaires : • boues d'épuration : PFOS, PFOA, PFHxS, PFBS ; précurseurs transformables (FTS, FTOH) ; diPAP, FTCA • boues papetières : PFOS ; diPAP ; PFCA ; EtFOSAA
Matériaux recyclables	Essentiellement emballages alimentaires (papiers et cartons en contact avec des denrées alimentaires...), déchets de bois, écorces, palettes, mobilier		Données rares à relativement abondantes (surtout pour les emballages alimentaires) Forte variabilité des concentrations Valeurs indicatives (plusieurs jeux de données) : • Panneaux OSB : Σ15 PFAA = 5 $\mu\text{g/kg}$ (1 étude) • Emballages alimentaires : ΣPFAS $\approx$ 3 – 8500 $\mu\text{g/kg}$ • Concentrations élevées (jusqu'à 1 380 $\mu\text{g/kg}$) dans les lixiviats des matériaux compostables après usage → potentiel de relargage important.)

* Pour plus de détail, se reporter à la partie 6 « Source des PFAS dans les déchets » du présent rapport.

7.2.2 Mécanismes présents

Le compostage des déchets est un phénomène biologique qui engendre plusieurs mécanismes de recombinaison qui impacte le flux de PFAS présent dans les déchets entrants.

1) Volatilisation

Saha et al. (2024) [127] mettent en évidence un mécanisme de transfert des PFAS du compost vers l'atmosphère par volatilisation, conduisant à une diminution de leur concentration dans la matrice solide, en particulier pour les composés présentant une pression de vapeur élevée. Cette conclusion repose sur une corrélation significative entre la pression de vapeur des PFAS et leur distribution verticale dans le tas de compost, suggérant que les composés les plus volatils tendent à être émis vers l'atmosphère. Ce phénomène concerne principalement certains précurseurs (tels que les composés fluorotélomères ou sulfonamides), qui peuvent s'évaporer durant les phases actives du compostage, en particulier lorsque les températures sont élevées (phase thermophile). Ainsi, le compostage apparaît comme une source potentielle d'émissions atmosphériques de PFAS.

2) Migration verticale (lessivage interne)

Un second mécanisme identifié dans l'étude de Saha et al. est la migration verticale des PFAS au sein du tas de compost. L'étude montre que les **composés les plus solubles** dans l'eau présentent une tendance à **s'accumuler en profondeur**, ce qui suggère un **transport par l'eau interstitielle**. Ce processus est **favorisé par l'humidité du compost, les précipitations et la formation de lixiviats**, qui entraînent les PFAS vers les couches inférieures. Cette redistribution verticale indique que le compost n'est pas un système homogène du point de vue du relargage des PFAS et que des transferts internes significatifs peuvent se produire, avec un risque potentiel de relargage vers les sols ou les eaux sous-jacentes.

Goossen et al. (2023) [101] ne documentent pas la migration dans le tas de compost, mais ils évoquent que les PFAS à chaîne courte aient pu être lessivés au cours de la maturation, ce qui contribuerait aux différences entre composts plus récents et plus anciens. En effet, cette étude met en évidence des différences de profils selon l'âge des composts. Les **composts récents apparaissent enrichis en PFAS à chaîne courte**, tandis que les **composts plus anciens présentent proportionnellement davantage de composés à chaîne longue**. Deux hypothèses sont avancées : un effet de maturation avec lessivage progressif des composés les plus mobiles, ou une évolution des formulations industrielles au cours du temps. À ce stade, ces hypothèses restent ouvertes.

3) Transformation des PFAS

L'étude de Saha et al. met également en évidence des phénomènes de transformation des PFAS au cours du compostage. La présence simultanée de composés précurseurs (comme les fluorotélomères sulfonates ou les sulfonamido-dérivés) et de PFAS terminaux (notamment les acides perfluorocarboxyliques et perfluorosulfoniques) suggère que des transformations chimiques ont lieu. Les auteurs interprètent ces observations comme le résultat de **processus de transformation des précurseurs en composés plus stables et persistants**. Ainsi, le compostage pourrait conduire à une évolution du profil des PFAS, avec une augmentation relative des formes terminales, généralement plus mobiles et plus résistantes à la dégradation.

Même si l'étude ne démontre pas directement les mécanismes microbiologiques, elle suggère fortement un rôle de la biotransformation dans ces processus de transformation. Le compost étudié présente des caractéristiques de maturité biologique, indiquant qu'il a subi des phases d'activité microbienne intense.

Ces conclusions sont reprises dans la revue bibliographique d'Hökl et Bockreis (2026) [106]. Les autrices confirment également que la **chaleur et l'activité microbienne** pendant le compostage peuvent **augmenter les concentrations de PFAA en dégradant des précurseurs PFAS** qui peuvent être convertis en PFAS terminaux.

Bien que les données soient limitées, la revue bibliographique de Hökl et Bockreis insiste sur le fait que la transformation des précurseurs pendant le compostage n'élimine pas les PFAS mais elle peut également créer des formes plus persistantes et plus mobiles de ces substances chimiques. De plus, les précurseurs résiduels présents dans le compost peuvent continuer à se dégrader au fil du temps et constituer des sources de contamination à long terme (Lazcano et al., 2019) [106].

De même, Munoz et al. (2022) [107] identifient que le compostage favoriserait surtout la transformation des précurseurs fluorotélomères (fluorotélomères sulfonates, fluorotélomères sulfonamidopropyl bétaines, fluorotélomères carboxylates insaturés, etc.) vers des PFCA. Selon les auteurs, le compostage des boues d'épuration a peu d'effet sur les PFSA, mais conduit à une augmentation des PFCA par rapport aux boues non compostées, surtout dans les échantillons récents. Ils émettent l'hypothèse d'une dégradation accrue des fluorotélomères dans les conditions de compostage.

L'étude de Goossen et al. (2023) [101] détaille les mécanismes lors du compostage :

- La biotransformation aérobie dégraderait le 6:2 FTOH par oxydation via plusieurs intermédiaires et conduit notamment aux PFBA, PFPeA, PFHxA ;
- Le 8:2 FTOH subirait une biotransformation en PFBA, PFPeA, PFHxA, PFOA (entre autres) ;
- Les résultats montrent également la présence de N-EtFOSA, un précurseur qui peut se dégrader pour libérer du PFOS (seul sulfonate identifié dans le compost de vaisselle dans l'étude parmi les PFAA) ;
- Les auteurs disent aussi que, même s'ils n'ont pas analysé directement les polyfluoroalkylphosphate esters comme les 6:2 diPAP et 8:2 diPAP, ces composés sont des précurseurs connus de PFPeA, PFHxA et PFOA, qui sont justement parmi les composés retrouvés aux plus fortes concentrations dans les composts avec de la vaisselle compostable. Ils en tirent une implication importante : même des produits en papier qui ne semblent pas spécialement traités pour la résistance à la graisse ou à l'eau (par exemple certaines serviettes papier) pourraient apporter des précurseurs issus du procédé papetier, puis contribuer après transformation à la présence de PFCA dans le compost fini ;
- Saliu et al. (2024) [125] confirment également cette dégradation environnementale : « *des études ont révélé que les produits de dégradation des diPAP comprennent des PFCA plus persistants dans l'environnement (PFHxA, PFPeA, PFOA) ainsi que des acides carboxyliques de fluorotélomères* » (tra-duction). Les résultats de Saliu et al. montrent que EtFOSAA et MeFOSAA peuvent être dégradés par des processus biologiques vers des PFSA de différentes longueurs, notamment le PFOS, qui est très stable dans l'environnement.

Par ailleurs, Saha et al. [127] observent une forte corrélation entre la matière organique dissoute (DOM) et les concentrations en PFAS. En effet, la DOM pourrait agir comme **vecteur de transport** en facilitant la mobilité des PFAS, notamment les plus hydrophiles. Elle peut également influencer leur distribution verticale et leur disponibilité pour d'éventuelles transformations. Cette interaction contribue à complexifier le devenir des PFAS dans les matrices organiques comme le compost, en favorisant à la fois leur transport et leur maintien en phase dissoute. Toutefois, ces mécanismes restent hypothétiques dans le cadre de cette étude, faute de suivi direct des voies de transformation.

À ce propos, Hökl et Bockreis avancent une explication à l'accroissement des concentrations de PFAS pendant la phase de maturation : un effet de concentration. En effet, au fur et à mesure que la matière organique se dégrade et que la masse du compost diminue, la quantité de PFAS rapportée à la masse sèche peut augmenter, même sans apport additionnel. Autrement dit, une partie de « l'augmentation » observée dans certains composts **ne signifie pas que le compost « crée » des PFAS ex nihilo, mais que la matière porteuse se minéralise, ce qui concentre les PFAS résiduels.**

Timshina et al. (2024) [128] mentionnent également le rôle de la matrice organique du compost dans le comportement des PFAS. La teneur élevée en matière organique (≈ 65 à 92 % selon les échantillons) des composts étudiés pourrait être, selon eux, un facteur susceptible de favoriser l'adsorption des PFAS sur la phase solide, et donc de réduire leur lixivibilité. Par ailleurs, les auteurs soulignent le fait que la matrice, riche en matière organique, est difficile à analyser à cause des interférences que cela peut créer (influence sur l'extraction et la lecture des résultats). L'interprétation des concentrations des fractions lixiviables peut donc être impacter.

Ainsi, il est certain que l'influence de la matière organique sur le devenir des PFAS dans le compost est complexe et nécessite des études spécifiques afin de mieux comprendre les mécanismes.

En résumé concernant les mécanismes présents : **le compostage ne détruit pas les PFAS, il transforme les précurseurs en formes plus persistantes et les redistribue dans le tas de compost (verticalement + volatilisation partielle).**

7.2.3. PFAS dans les produits, résidus et rejets des plateformes de compostage

Le fonctionnement d'une plateforme de compostage est susceptible de générer plusieurs flux sortants pouvant constituer des vecteurs de transfert des substances PFAS vers l'environnement. Ces composés peuvent se répartir entre différentes matrices au cours du procédé. Les PFAS peuvent donc être présents dans le compost produit, mais également être transférés vers les rejets liquides (lixiviats, eaux de ruissellement) en raison de leur solubilité, ou vers l'atmosphère sous forme gazeuse ou particulaire pour certains précurseurs plus volatils. Par ailleurs, des flux solides résiduels, tels que les refus de tri ou indésirables extraits en cours de procédé, peuvent également constituer des réservoirs de PFAS. L'analyse de ces différents flux est donc essentielle pour appréhender le devenir des PFAS au sein des installations de compostage et évaluer les voies potentielles de dissémination dans l'environnement.

7.2.3.1. Compost (produit)

Concernant le compost sortant de la plateforme, une recherche bibliographique sur ce type de flux a été effectuée. Des données de concentration sont présentées dans le Tableau 26. Seules les données quantifiées sont présentées dans ce tableau. L'absence de valeur peut correspondre à :

- une non-quantification du PFAS,
- un PFAS non analysé dans cet article.

Cette information peut être disponible dans la référence citée.

TABLEAU 26

Données sur les PFAS dans le compost sortant de la plateforme issues de la bibliographie – Concentrations en µg/kg

Origine du compost	Déchets de cuisine et déchets verts	Déchets alimentaires 2019	Compost de jardin (sans déchets d’emballages alimentaires)	Déchets municipaux solides (avec déchets d’emballages alimentaires)	Mélange de 5 composts d’origine biologique	Fumier + vaisselle compostable	Biodéchets municipaux	Déchets verts + boues d’épuration	OMR	Fumier de porcs	Fumier de vaches laitières	Compost commercial	Déchets de jardin
Pays	Suisse	États-Unis	États-Unis		Turquie	États-Unis	France					Québec (Canada)	États-Unis
Références	[106]	[101]	[124]			[101]	[107] Pour cette référence, sont présentées les Cméd pour le nombre d’échantillons indiqué entre parenthèses					[125]	[127]*
Nombre de PFAS	Non indiqué ¹	28 ²	17 ³	17 ³	2 ⁴	28 ²	160 ⁵	160 ⁶	160 ⁷	160 ⁸	160 ⁹	80 ¹⁰	38 ¹¹
Nombre d’échantillons	Inconnu	3	1	9	Inconnu	3	4	6	3	3	1	15	6 ¹²
PFBA									1,886 (3 ech.)	0,202 (3 ech.)	0,55	1,6 – 3,5	11,15 ± 1,48
PFDA									1,936 (3 ech.)				0,24 ± 0,02
PFPeA								1,193 (6 ech.)					-----
PFHxA								3,73 (6 ech.)	4,694 (3 ech.)				1,34 ± 0,07
PFHpA													0,6 ± 0,08
PFOA					26,1–102,0	47,2–55,5	1,194 (4 ech.)	10,204 (6 ech.)	8,375 (3 ech.)				
PFNA									0,9 (3 ech.)				0,13 ± 0,01
PFUdA													-----
PFTeDA								1,198 (6 ech.)					-----
PFHxDA												0,5–8,1	
PFBS							0,191 (4 ech.)	1,58 (6 ech.)	0,468 (3 ech.)				1,53 ± 0,11
PFHpS													1,15 ± 0,05
PFHxS								0,685 6 ech.)					0,49 ± 0,04
PFOS					0,211–0,649		0,495 (4 ech.)	0,234 (6 ech.)	6,733 (3 ech.)	0,006 (2 ech.)	0,399		1,29 ± 0,15
EtFOSAA								6,348 (6 ech.)	1,027 (3 ech.)				0,12 ± 0,008
FOSA	0 – 0,3 (7 ech.)												0,05 ± 0,005
MeFOSAA								9,007 (6 ech.)	16,989 (3 ech.)				0,11 ± 0,02
6:2 FTS	0,4 – 1,5 (7 ech.)												0,30 ± 0,02
8:2 FTS													0,04 ± 0,005
PFMPA													0,42 ± 0,03
11-CI-PF3OUdS													0,01 ± 0,0005
PFS	1,0 – 23,6												
PFCA	1,3 – 9,9												
PFAA			2,38 – 7,60	28,7–75,9									
6:2 FTAB13							3,579 (4 ech.)	121,862 (6 ech.)	47,315 (3 ech.)				
ΣPFAS		Σ28PFAS = 9,6						Σ160PFAS 428,312 (6 ech.)				Σ79PFAS 18 – 59	

* données en µg/kg MS

¹ Des déchets verts et de cuisine. La composition exacte n'est pas détaillée.

² Des déchets alimentaires, tontes de gazon, litière pour animaux et fumier. La liste des 28 PFAS analysés pour la somme est disponible dans le tableau II de la publication.

³ Des composts issus de la fraction organique des déchets solides municipaux allant d'environ 30 % à 70 % selon les tas. Parfois, un agent de structuration tel que des copeaux de bois est ajouté pour assurer la porosité du tas, améliorer la circulation de l'air et contrôler la température.

⁴ Cette étude a évalué 5 composts issus de « déchets biologiques » appliqués au sol en tant qu'engrais afin de déterminer la répartition des PFAS dans les cultures de blé et de maïs. La composition exacte n'est pas détaillée.

⁵ Des composts de déchets verts et de la fraction fermentescible des déchets municipaux collectée séparément. 124 PFAS/160 analysés ne sont jamais quantifiés dans les 4 échantillons. 6 PFAS sont quantifiés dans les 4 échantillons : PFOA, PFBS, PFOS, 6:2 FTS, 8 :8 PhiA, 6:2 FTAB.

⁶ Des déchets verts mélangés à des boues d'épuration urbaines activées. La somme de 160 PFAS dans cette colonne a été calculée à partir des données brutes du Tableau S15 dans les annexes de l'étude. 19 PFAS/160 analysés ne sont jamais identifiés et 21 PFAS ont été identifiés dans 100 % des 6 échantillons.

⁷ Du compost fabriqué à partir de la fraction résiduelle des déchets solides municipaux, après que les emballages, les papiers et cartons, le verre et les déchets dangereux ont été triés et retirés par collecte séparée. 23 PFAS sont quantifiés dans 100 % des échantillons et 67 n'ont pas été quantifiés du tout dans les 3 échantillons.

⁸ Du compost de fumier de porc de ferme. Les 2 PFAS ont été retrouvés dans 100 % des 3 échantillons et 155/160 PFAS n'ont pas été identifiés.

⁹ Du compost ou fumier de vaches laitières. 15/160 PFAS ont été identifiés dans l'échantillon.

¹⁰ Au total, 16 composts disponibles dans le commerce, de marques diverses et de compositions différentes, allant du fumier animal aux composts forestiers, en passant par la terre de jardin tout usage et les composts de tourbe et d'humus, ont été achetés en 2021 dans les rayons jardinage des quincailleries de Montréal, au Québec. La liste des PFAS dans la somme est fournie dans le tableau S2 de l'annexe de l'étude.

¹¹ Ces déchets de jardin composent de feuilles d'arbres et d'herbe collectées gratuitement auprès des habitants. Cependant, les déchets indésirables (des plastiques, du papier et des emballages) ont fini par être déversés et mélangés à ces déchets verts.

¹² 1 compost mature + 2 composts à 2 profondeurs (surface, ≈ 60cm) + 1 compost à 3 profondeurs (surface, ≈ 30cm, ≈ 60cm).

¹³ Le 6:2 FTAB est appelé 6:2 FTSA-PrB dans l'article de Munoz et al.

D'après le Tableau 26, la contamination en PFAS apparaît comme **diffuse et généralisée** dans l'ensemble des flux organiques étudiés, y compris les composts issus de déchets verts, traduisant une contamination environnementale de fond.

Les concentrations sont très variables, allant de valeurs proches des limites de quantification à plusieurs centaines de µg/kg. Ainsi, les composts issus de déchets municipaux (notamment avec emballages alimentaires) et de boues d'épuration sont les plus contaminés, tandis que les déchets verts et composts de jardin le sont moins.

La variabilité des concentrations est principalement liée à l'origine et la nature des déchets entrants, plutôt qu'au procédé de compostage. Cependant, les stades de maturation ainsi que les conditions de prélèvement (notamment les variations saisonnières) influencent également les profils et les teneurs en PFAS.

Sur ces bases et en s'appuyant sur les résultats du Tableau 26, les sources peuvent être hiérarchisées selon leur teneur en PFAS :

Déchets municipaux mélangés (OMR, biodéchets non triés) & flux contenant des emballages alimentaires & boues d'épuration > biodéchets municipaux triés & mélanges complexes (déchets, fumier, boues) > déchets verts seuls, les composts de jardin sans apports extérieurs.

Dans l'ensemble, les PFAS dans les composts proviennent majoritairement de sources anthropiques, et en particulier les emballages alimentaires, les produits de consommation, les déchets municipaux mélangés et les boues d'épuration (cf. 6.2.2.1).

Plusieurs études permettent d'identifier plus finement certaines sources de contamination. L'étude de Saha et al. (2024) [127] met en évidence le **rôle potentiel des plastiques présents dans les déchets verts. Leur dégradation au cours du compostage (fissuration, altération de structure) pourrait favoriser la libération de PFAS ou de leurs précurseurs, contribuant ainsi à la contamination des composts.**

De manière plus marquée, Goossen et al. (2023) [101] montrent que les matériaux dits « compostables » peuvent constituer une source significative de PFAS. Les composts intégrant de la **vaisselle compostable** présentent des concentrations nettement plus élevées que le fumier seul ou que les déchets alimentaires compostés sans ces matériaux. À l'inverse, lorsque les déchets alimentaires sont séparés de ces intrants puis compostés avec des matériaux structurants (herbe, litière, fumier), les niveaux de contamination restent faibles. **Ces résultats soulignent le rôle déterminant de certains intrants spécifiques et confirment que les composts d'origine urbaine sont globalement plus contaminés que les composts agricoles.**

À noter également que l'ajout de matériaux faiblement contaminés aux PFAS (déchets verts, litières animales, structurant, etc.) peut conduire à des concentrations finales plus faibles que dans la matière brute initiale. Les études précisent bien que cette baisse n'est pas due à une élimination réelle ou à une dégradation efficace des PFAS [106], [125].

Goossen et al. rapportent que, parmi des biosolides traités de différentes manières, seul le mélange avec des matériaux sans PFAS (« blending ») a permis de réduire la concentration en PFAA dans le produit final.

D'un point de vue chimique, les profils observés (cf. Tableau 26.) sont dominés par trois grandes catégories de composés :

- Des PFAS à chaîne courte (tels que PFBA, PFHxA, PFBS), généralement majoritaires en raison de leur forte mobilité ;
- Des composés historiquement utilisés et aujourd'hui réglementés (PFOA, PFOS), qui restent fréquemment quantifiés ;
- Et des précurseurs (6:2 FTS, FOSAA, MeFOSAA, NEtFOSA), parfois présents à des concentrations significatives.

La présence conjointe de PFAS terminaux et de précurseurs suggère un potentiel de transformation secondaire dans l'environnement.

Enfin, l'épandage de composts contenant des PFAS constitue une voie de transfert de ces molécules vers les sols, avec un risque de migration vers les eaux souterraines sur des temps longs. Des transferts vers les cultures et, plus largement, vers la chaîne alimentaire sont également évoqués dans la bibliographie [101] [106] [121] [127]. Bolan et al. (2021) [124] fait également référence à plusieurs études montrant que les PFAS, notamment les chaînes plus courtes, peuvent migrer verticalement dans le profil de sol après application de biosolides ou composts. Ils citent, par exemple, Sepulvado et al. (2011) pour des PFAS retrouvés jusqu'à 120 cm de profondeur dans des sols recevant des biosolides. Ils expliquent également que, dans certains cas, la baisse des concentrations dans l'horizon de surface au cours du temps est attribuée à une perte par lessivage vers les horizons plus profonds. C'est ainsi qu'ils interprètent le déclin de PFAS dans certains sols amendés après arrêt des apports.

L'interprétation des résultats doit être nuancée en raison de plusieurs limites :

- Méthodes analytiques souvent différentes,
- Nombre de PFAS analysés très variable,
- Origines géographiques diverses,
- Nombre d'échantillons parfois faibles.

7.2.3.2. Rejets liquides et gazeux

Dans l'article « Investigating the sources and fate of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in food waste compost », Timshina et al. (2024) [128] ont réalisé des essais de lixiviation en conditions contrôlées (« batch leaching tests ») afin d'évaluer la mobilité des composés en présence d'eau (humidité des déchets et apports de précipitations) ainsi que leur fraction potentiellement mobilisable. Le compost étudié est issu dans cette étude d'un mélange de :

- déchets alimentaires,
- matériaux en contact avec les aliments (incluant notamment les emballages et articles de restauration dits « compostables »),
- matériaux structurants (type déchets verts broyés...),

Le profil des composés identifiés dans les lixiviats est largement dominé par des PFCA à chaîne courte (longueur de chaîne C5-C7) et par plusieurs PFCA avec 8 carbones. Le PFHxA constitue le composé majoritaire, représentant entre 98 et 100 % de la somme de concentration des 40 PFAS analysés¹⁹ dans les lixiviats d'andain, et entre 64 et 85 % dans les lixiviats de compost mûr.

¹⁹ Le détail des PFAS analysés est présenté dans le tableau S3 de l'article de Timshina et al. (2024).

Les autres composés identifiés sont présents à des concentrations nettement plus faibles. De plus, **le nombre de PFAS quantifiés, parmi ceux analysés, est plus limité dans les lixiviats d'andain que dans ceux de compost mûr**, ce qui est attribué dans l'étude à des facteurs tels que la quantité de PFAS disponible pour la lixiviation, l'hétérogénéité des échantillons, les phénomènes de partition entre phases solide et liquide, ainsi que des effets de matrice influençant l'extraction et l'analyse. Parmi les composés identifiés, **le PFHxA et le PFOA sont les seuls quantifiés de manière systématique à la fois dans les lixiviats issus des andains et dans ceux de compost mûr**.

Les concentrations mesurées, exprimées en somme de 40 PFAS, varient selon le stade de compostage. Par ailleurs, dans les lixiviats d'andain, elles s'étendent de valeurs inférieures à la limite de quantification jusqu'à 17,8 µg/kg. Dans les lixiviats de compost mûr, les concentrations sont comprises entre 9,82 et 57,1 µg/kg. Les tendances observées dans les lixiviats sont cohérentes avec celles mesurées dans les matrices solides correspondantes, avec une augmentation des concentrations le long du procédé de compostage (gradient au sein des andains) ainsi qu'en fonction du degré de maturation du compost.

En complément, des analyses réalisées sur les lixiviats de certains intrants montrent des concentrations de contamination nettement plus élevées que celles mesurées dans les lixiviats de compost. En particulier, les **matériaux en contact avec les aliments** présentent une concentration moyenne en Σ40 PFAS de 1 380 µg/kg dans leurs lixiviats, soit plusieurs ordres de grandeur supérieurs à ceux observés pour les lixiviats de compost. **Ces lixiviats sont dominés par des PFAA à chaîne courte, notamment le PFPeA et le PFHxA**, qui représentent à eux seuls environ 87 % de la Σ40 PFAS mesurée.

Au cours de la présente étude, un appel à contribution a été lancé auprès des exploitants d'installation de traitement de déchets afin de recueillir des données ou un retour d'expérience. Une compostière française, en activité, dont les déchets en entrée ont la répartition suivante : déchets verts (50 %), déchets alimentaires (20 %), « déchets d'assainissement » (30 %), a répondu à cet appel. Des analyses ont été réalisées en 2024 sur les eaux de ruissellement collectées dans trois bassins (aval, intermédiaire et amont). 28 PFAS ont été analysés. Il s'agit de ceux mentionnés dans l'AM du 20/06/2023. Les résultats sont présentés, uniquement pour les 6 PFAS quantifiés, dans le Tableau 27.

TABLEAU 27

Résultat d’analyse d’une compostière française (2024) sur des eaux de ruissellement / lixiviât – PFAS quantifiés uniquement

Paramètre	Bassin amont	Bassin intermédiaire	Bassin aval
PFHxA	280	280	270
PFPeA	130	130	130
PFBA	96	120	100
PFBS	36	32	36
PFOS	29	34	38
PFOA	28	29	30
Σ20 PFAS	590	620	610

Il faut noter que la LQ pour l’ensemble des PFAS est de 20 ng/L sauf pour le C6O4 (100 ng/L), le 8:2FTOH (20 000 ng/L) et le 6:2 FTOH (50 000 ng/L). L’AOF a également été réalisé : les concentrations étaient inférieures à la LQ (100 µg/L).

Les eaux de ruissellement sont vectrices de PFAS sur la plateforme, et cela dès l’amont. Les six PFAS quantifiés ont des chaînes carbonées <C8. Aucun fluorotélomère n’a été quantifié parmi les 28 PFAS analysés. Comme remarqué par Timshina et al. [128], le **PFHxA constitue le composé majoritaire** des eaux de ruissellement de la plateforme (tous bassins confondus). Le **PFBA** et le **PFPeA** sont également présent dans le même ordre de grandeur.

On peut également observer que les teneurs en PFAS sont du même ordre de grandeur sur toute la plateforme, il n’y a pas de gradient clair entre amont et aval.

Peu de revues scientifiques récentes évoquent les rejets atmosphériques des plateformes de compostage.

Il est tout de même important de rappeler que Saha et al. [127] montrent que la concentration totale en PFAS²⁰ dans un tas mature est 58,9 à 63,2 % plus faible en surface qu’à 60cm de profondeur, et ils interprètent cette différence comme compatible avec une combinaison de **perte volatile**, de migration vers le bas et de transformation. Dans le détail, leur analyse relie fortement la distribution verticale au paramètre de **pression de vapeur** des PFAS (corrélation $r = 0,76$, $R^2 = 0,58$, $p < 0,0001$), ce qui renforce l’hypothèse d’une **perte par volatilisation pour certains PFAS, en particulier les plus volatils**.

De même, cette étude (Saha et al. (2024) [127]), montre que, sur le compostage aérobie de boues contenant du 6:2 FTOH, ce composé (un précurseur volatil/semi-volatil) est très rapidement dégradé pendant le compostage, avec une demi-vie inférieure à 1 jour, en formant des produits plus stables comme des FTCA et des PFCA. Cela ne documente pas une émission atmosphérique mesurée, mais **cela montre que des précurseurs potentiellement volatils peuvent jouer un rôle important dans la dynamique des PFAS pendant le compostage, soit par émission, soit par transformation rapide dans la matrice**.

²⁰ La nature des PFAS analysés n’est pas précisée dans l’article.

7.2.3.3. Refus de tri

Les « résidus » de plateforme de compostage correspondent principalement aux **refus de tri** en entrée et aux **refus de criblage** en sortie. Ces flux regroupent généralement des indésirables retirés avant ou après compostage, tels que plastiques, emballages et matériaux au contact des aliments (MCA), métaux, verre, textiles, papiers/cartons souillés ou autres déchets non conformes.

Le lecteur est donc invité à se reporter à la partie 6 du rapport afin d'appréhender les sources de PFAS dans ce type de flux.

Refus de tri :

La bibliographie scientifique spécifiquement consacrée aux PFAS dans les refus de tri de plateformes de compostage demeure à ce jour très limitée, et les revues bibliographiques récentes soulignent encore d'importantes lacunes de connaissance sur les intrants et étapes du procédé qui contribuent le plus à la contamination finale des composts par les PFAS [104] [106].

En revanche, comme évoqué dans la partie 6, les emballages alimentaires et autres matériaux en contact avec les aliments apparaissent comme des contributeurs majeurs à la charge en PFAS des biodéchets compostés. Par conséquent, il convient donc de considérer que les refus de tri peuvent constituer des réservoirs plausibles de PFAS, en particulier lorsqu'ils concentrent des matériaux de type MCAs, papiers traités, plastiques ou autres indésirables issus du flux entrant.

Cependant, faute de données analytiques directes sur ces matrices, cette hypothèse reste encore insuffisamment documentée dans la bibliographie.

En outre, comme détaillé dans la partie 7.2.2, des transferts peuvent se produire lors de la co-disposition des biodéchets et des indésirables, notamment via l'humidité, le lessivage ou la dégradation/transformation de précurseurs. Il n'est donc pas possible d'exclure une contamination croisée entre biodéchets et refus de tri.

En pratique, l'exclusion en amont des emballages alimentaires, MCA et autres indésirables susceptibles de contenir des PFAS apparaît comme une mesure pertinente pour réduire la charge en PFAS entrant sur la plateforme et, par conséquent, limiter la contamination du compost final. En revanche, l'effet exact de cette exclusion sur les refus de tri reste aujourd'hui encore peu documenté.

Refus de criblage :

Le refus de criblage, quant à lui, correspond à la fraction grossière séparée après criblage du compost. Il est susceptible de contenir notamment des plastiques résiduels, des morceaux de bois, des éléments insuffisamment dégradés et d'autres indésirables de taille supérieure à la maille de criblage.

À ce jour, la contamination par les PFAS de cette fraction est très peu documentée dans la bibliographie scientifique. Il serait sensé de considérer que cette fraction, intervenant en aval du tri des entrants, comme moins exposée aux PFAS que les refus de tri initiaux. Toutefois, cette hypothèse ne peut pas être retenue sans réserve. En effet, comme énoncé précédemment, plusieurs études suggèrent que des transferts de PFAS peuvent se produire au cours du compostage.

Par ailleurs, des travaux sur compost de déchets verts ont montré que des plastiques séparés du flux (notamment polyéthylène basse densité et polyéthylène terephthalate) contenaient eux-mêmes des PFAS, y compris après compostage, ce qui suggère que les fractions grossières et non dégradées peuvent constituer des supports ou réservoirs potentiels de PFAS au sein du procédé [125].

Dans ce contexte, les refus de criblage doivent être considérés comme une fraction potentiellement concernée par la présence de PFAS, sans qu'il soit aujourd'hui possible d'en quantifier précisément le niveau de contamination ou d'en décrire le profil chimique faute de données dédiées.

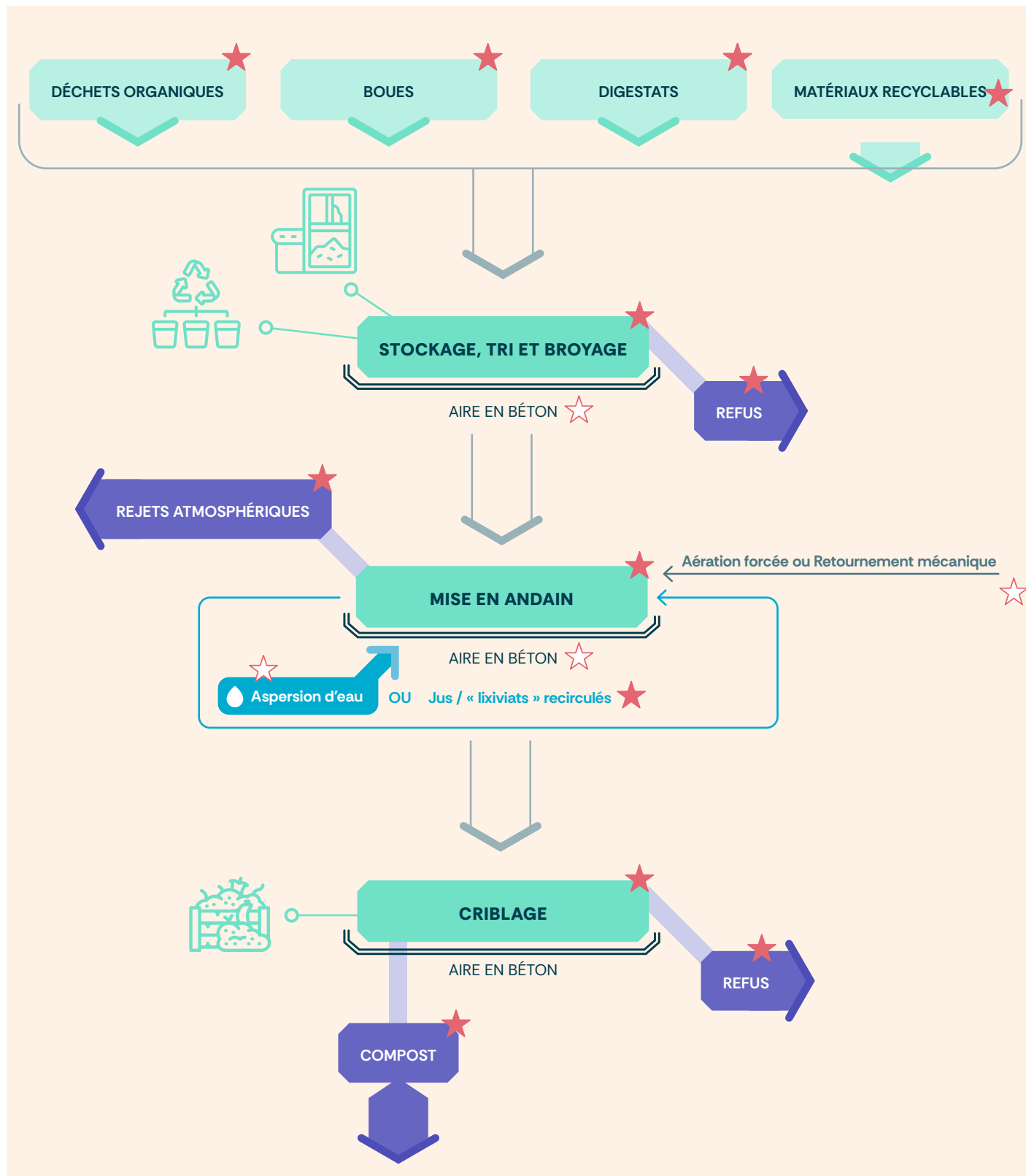
En l'état actuel des connaissances, il convient donc de retenir que les données sur les PFAS dans les refus de criblage et refus de tri sont très limitées, et que ces fractions constituent un angle mort de la bibliographie scientifique actuelle.

7.2.4. Synthèse

7.2.4.1. Cartographie des flux

FIGURE 9

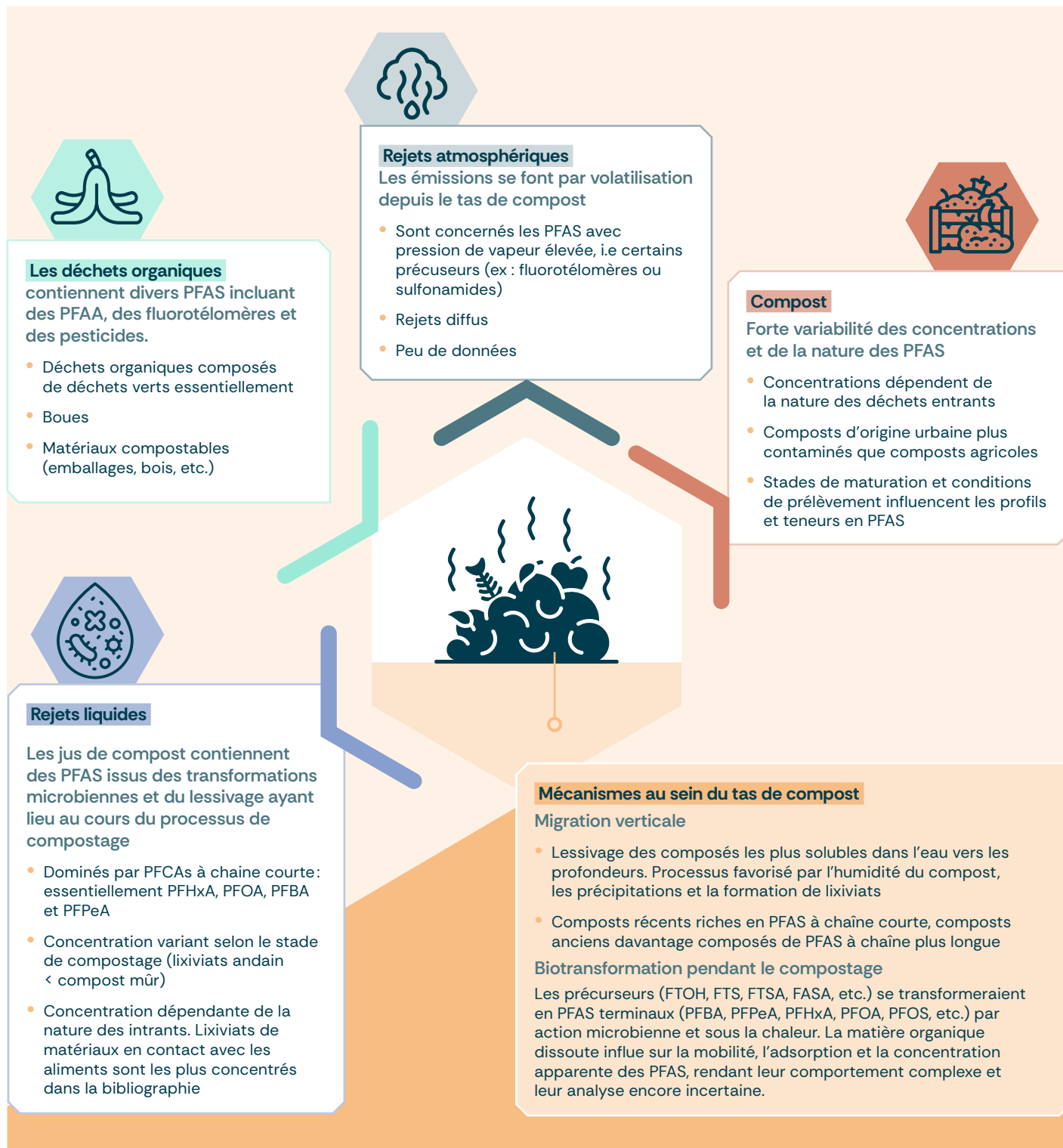
Cartographie des flux principaux pour le compostage en plateforme



7.2.4.2. À retenir

FIGURE 10

Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les installations de compostage



7.3. MÉTHANISATION

La méthanisation est un processus de décomposition de la matière organique contenue dans les déchets tels que : déjections animales, résidus agricoles, déchets ménagers, boues d'épuration, etc. en milieu anaérobie (c'est-à-dire en absence d'oxygène), appelé aussi digestion anaérobie.

Ce traitement biologique :

- génère une matière humide riche en matière organique partiellement stabilisée, appelé **digestat** qui est soit retournée au sol directement (via un plan d'épandage) soit après une phase de compostage,
- s'accompagne de production de **biogaz** riche en méthane qui est valorisé énergétiquement.

Le processus s'effectue dans une unité de méthanisation composée d'un méthaniseur ou digesteur, où les matières organiques sont décomposées par des micro-organismes dans des conditions de fonctionnement précises notamment de température et adaptées aux intrants.

En fonction des intrants, la dégradation des matières organiques varie entre environ 21 jours et deux mois (et plus pour les déchets agricoles), et le processus est suivi de plusieurs autres étapes :

- le processus de transformation en biogaz suivi d'une épuration ;
- l'injection du biométhane dans le réseau de gaz naturel une fois purifié ;
- l'exploitation du biométhane pour l'électricité, l'usage domestique ou le carburant ;
- la valorisation du digestat avec un retour au sol

7.3.1. Déchets entrants dans les unités de méthanisation & Contamination potentielle par les PFAS

La répartition des déchets collectés sur les unités de méthanisation, inspirée de l'enquête « Traitement » de l'ADEME publiée en 2024 [118], sont présentés dans le Tableau 28 selon leur nature. Leur potentielle contamination en PFAS est rappelée. Les flux de déchets entrants en méthanisation sont relativement similaires à ceux arrivant en plateforme de compostage.

Il est à noter que les données issues de l'étude ADEME ne concernent que les unités de méthanisation recevant des déchets ménagers et assimilés, soit une faible proportion du parc des méthaniseurs (16 unités de méthanisation sur les 1 175 unités installées en France) principalement tourné vers l'agriculture.

Les flux entrants sur les unités de méthanisation agricole sont plus homogènes et a priori moins exposés à des contaminations de sources PFAS à travers des apports spécifiques. Les campagnes de suivi doivent permettre de consolider ces données.

Une attention particulière est à porter lorsque l'unité traite en entrée des boues. L'approche est à adapter au cas par cas en fonction de leur origine et de leur caractérisation.

TABLEAU 28

Description des entrants sur les unités de méthanisation et de leur potentielle contamination par les PFAS

Répartition des déchets entrants sur les unités de méthanisation inspirée par l'étude « Traitement » de l'ADEME (2024)		Contamination potentielle par les PFAS? *	Données indicatives de flux/concentration en PFAS disponibles dans la bibliographie*
Nature des déchets	Type de déchets		
Biodéchets et produits alimentaires	Déchets alimentaires (restes alimentaires, papiers souillés, emballages papiers, sacs de collecte...) au sein des collectes séparées		Données modérément documentées à abondantes (emballages alimentaires) Valeurs indicatives : - Déchets alimentaires : ΣPFAS <1 à 8 $\mu\text{g/kg}$; - Emballages alimentaires : ΣPFAS $\approx$ 3 – 8 500 $\mu\text{g/kg}$ PFAS majoritaires : PFBA, PFNA, PFOS, PFHxS ; contribution des PFAS issus des emballages alimentaires..
Autre	Equarrissage, fumiers, lisiers, corps gras (issus de l'entretien des réseaux d'assainissement par exemple), cultures dérobées ou à vocation énergétique, etc. Boues d'épuration et industrielles		Données modérément documentées à nombreuses Forte variabilité des concentrations selon la nature des boues, leur origine et les PFAS analysés Valeurs indicatives (plusieurs jeux de données) : - Déchets d'origine agricole : ΣPFAS = 0,6–0,7 $\mu\text{g/kg}$; - Plusieurs études avec des données sur les concentrations dans les boues d'épuration : de quelques dizaines à plusieurs centaines de $\mu\text{g/kg}$ (ΣPFAS $\approx$ 15 à 705 $\mu\text{g/kg}$) - Données limitées pour les boues industrielles papeteries : $\approx$10 – 200 $\mu\text{g/kg}$ chromage : $\approx$2 500 $\mu\text{g/kg}$ PFAS majoritaires : - boues d'épuration : PFOS, PFOA, PFHxS, PFBS ; précurseurs transformables (FTS, FTOH) ; diPAP, FTCA - boues papetières : PFOS ; diPAP ; PFCA ; EtFOSAA
Déchets verts	Résidus issus des tontes de pelouses, tailles de haies, feuilles mortes, résidus d'élagage d'arbres et d'arbustes, ou issus du résidu du débroussaillage et du fauchage et d'autres végétaux issus de jardins et espaces verts		Données rares – manque important de connaissances spécifiques Valeurs indicatives (plusieurs jeux de données) : - Concentration lixiviable : 11 $\mu\text{g/kg}$ de matière sèche (1 étude) ; - Déchets verts : 2 $\mu\text{g/kg}$ (C méd) sur 37 échantillons.

* Pour plus de détail, se reporter à la partie 6 « Source des PFAS dans les déchets » du présent rapport.

7.3.2. Mécanismes présents

Les mécanismes relatifs aux PFAS pendant la méthanisation sont peu documentés.

Néanmoins, la revue bibliographique réalisée par Hökl et Bockreis [106] consacre une section à la **digestion anaérobie** et rapporte quelques résultats clés :

- Deligiannis et al. (2024) ont montré que, dans une digestion anaérobie thermophile conventionnelle, il n'y avait **pas d'élimination des PFAS**.
- Lakshminarasimman et al. (2021) ont observé une **réduction de la charge totale en fluor PFAS** dans 3 systèmes de digestion anaérobie sur 5 étudiés, donc un effet variable selon les installations.

La revue bibliographique d'Hökl et Bockreis indique également que les PFAS peuvent **affecter les communautés microbiennes** dans les digesteurs, et que les **effets dépendent du composé et de la concentration**.

Elle précise en particulier que les PFOA et PFOS peuvent inhiber des processus microbiens clés, notamment la méthanogenèse et l'acidogenèse, ce qui peut réduire l'efficacité de la digestion anaérobie.

Hökl et Bockreis [106] rapporte aussi que les PFAS peuvent :

- Être **adsorbés sur les boues** pendant la digestion anaérobie,
- Puis **désorber sous certaines conditions**, ce qui conduit à des concentrations fluctuantes.

Ainsi que le devenir des PFAS en digestion anaérobie inclurait **adsorption, désorption, persistance et perturbation microbienne**.

La conséquence formulée dans cette revue bibliographique est que les systèmes de digestion peuvent se comporter à la fois comme :

- **Un puits** de PFAS,
- **Une source potentielle** de contamination.

Goossen et al. [101] indiquent que les précurseurs présents dans les boues ou biosolides peuvent contribuer à la formation de PFAS terminaux plus persistants, bien qu'une démonstration directe de ces mécanismes en conditions de méthanisation ne soit pas explicitement établie.

De plus, selon Bolan et al. [124], les traitements de biosolides peuvent augmenter la concentration de PFAA par dégradation de précurseurs. Elle précise aussi que les PFAS à longue chaîne présentent une sorption plus forte sur les sols/sédiments/matrices solides, tandis que les chaînes courtes sont plus mobiles et donc plus susceptibles d'être transférées dans la phase aqueuse. Ainsi, on peut imaginer :

- La **rétenion d'une partie des PFAS dans le digestat solide/liquide, surtout pour les longues chaînes**,
- Et la **mobilité accrue des chaînes courtes dans la fraction liquide / les jus / les eaux associées**.

7.3.3. PFAS dans les produits, résidus et rejets des unités de méthanisation

Comme le compostage, **la méthanisation n'élimine pas les PFAS**. En conséquence, ceux introduits via les intrants et leurs produits de dégradation sont susceptibles de se retrouver dans les flux sortants de l'installation. Ces flux comprennent principalement le digestat (phase liquide et/ou solide) ainsi que le biogaz.

L'analyse des flux sortants vise ainsi à caractériser la répartition, les concentrations et les formes de PFAS dans le digestat et, le cas échéant, dans les émissions gazeuses, afin d'évaluer leur devenir et leurs voies potentielles de dissémination dans l'environnement.

Le Tableau 29 présente des données de concentration dans les digestats sortants de l'installation.

TABLEAU 29

Données sur les PFAS dans les flux sortants de l'installation issues de la bibliographie

Concentrations (µg/kg MS)		
Type de digestat	Digestat de déchets vert & déchets de cuisine	Digestats de lisier porcin
Références	[129]	[107]
Pays	Suisse	France métropolitaine + La Réunion
Nombre d'échantillons	18 échantillons de 11 installations de méthanisation	3 échantillons
Σ PFAS (6:2 FTS, PFHxS, PFOS, PFDS, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDaA, PFOSA) ^{1,2}	4,6 – 16,5	
PFS ²	2,0 – 8,6	
PFCA ²	2,4 – 6,6	
PFBA		Cméd: 0,72
PFOA		Cméd: 0,485
PFHxS		0,16 (Cméd de 2 ech.)
PFHxA		Cméd: 0,475
EtFOSAA		Cméd: 0,524
Σ_{160} PFAS ³		Cmoy: 0,81 Cméd: 0,63

¹ Les PFAS non quantifiés ne sont pas listés.² La liste complète des PFAS analysés est disponible dans l'annexe de l'article.³ La liste des 160 PFAS est disponible dans les annexes de l'étude de Munoz et al.

Les données disponibles sur la présence de PFAS dans les digestats restent limitées. La revue bibliographique de Hökl et Bockreis [106] souligne le faible nombre d'études consacrées à ce sujet, tout en indiquant que les résultats existants montrent que **les digestats peuvent contenir des PFAS** et constituer ainsi **une voie de transfert vers les sols en cas d'épandage**. Les niveaux de PFAS dans les digestats dépendent du type de substrat traité ainsi que des propriétés physicochimiques du digestat ; les **digestats issus de biosolides ou de boues pourraient être plus chargés que ceux issus d'autres intrants**, bien que les comparaisons directes restent encore peu documentées.

Les observations analytiques disponibles confirment la présence de certains composés. Ainsi, Bolan et al. [124] ont identifié le 6:2 FTS dans 50 % des échantillons de composts/digestats analysés. Munoz et al. [107] indiquent que les teneurs en PFAS dans les digestats peuvent être faibles, voire parfois non détectables. Néanmoins, une hiérarchisation des concentrations dans les matrices organiques urbaines est proposée, avec des **concentrations globalement plus élevées dans les boues municipales et certains composts que dans les digestats de déchets urbains**.

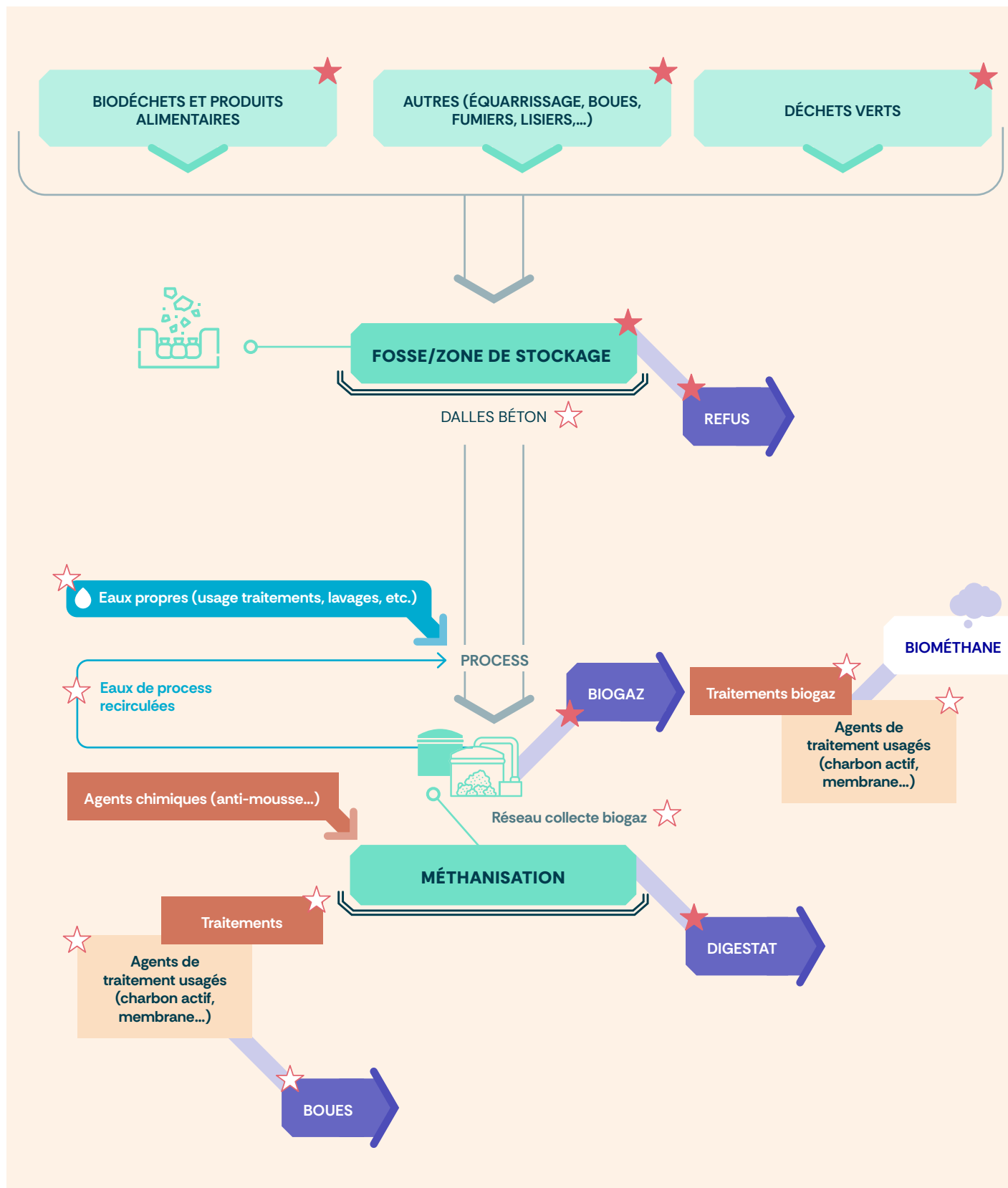
Concernant la répartition des PFAS au sein du digestat, il est attendu qu'une partie des composés, en particulier les PFAS à chaîne longue, soit préférentiellement associés à la phase solide, tandis que les composés à chaîne courte apparaissent plus mobiles [101].

7.3.4. Synthèse

7.3.4.1. Schéma

FIGURE 11

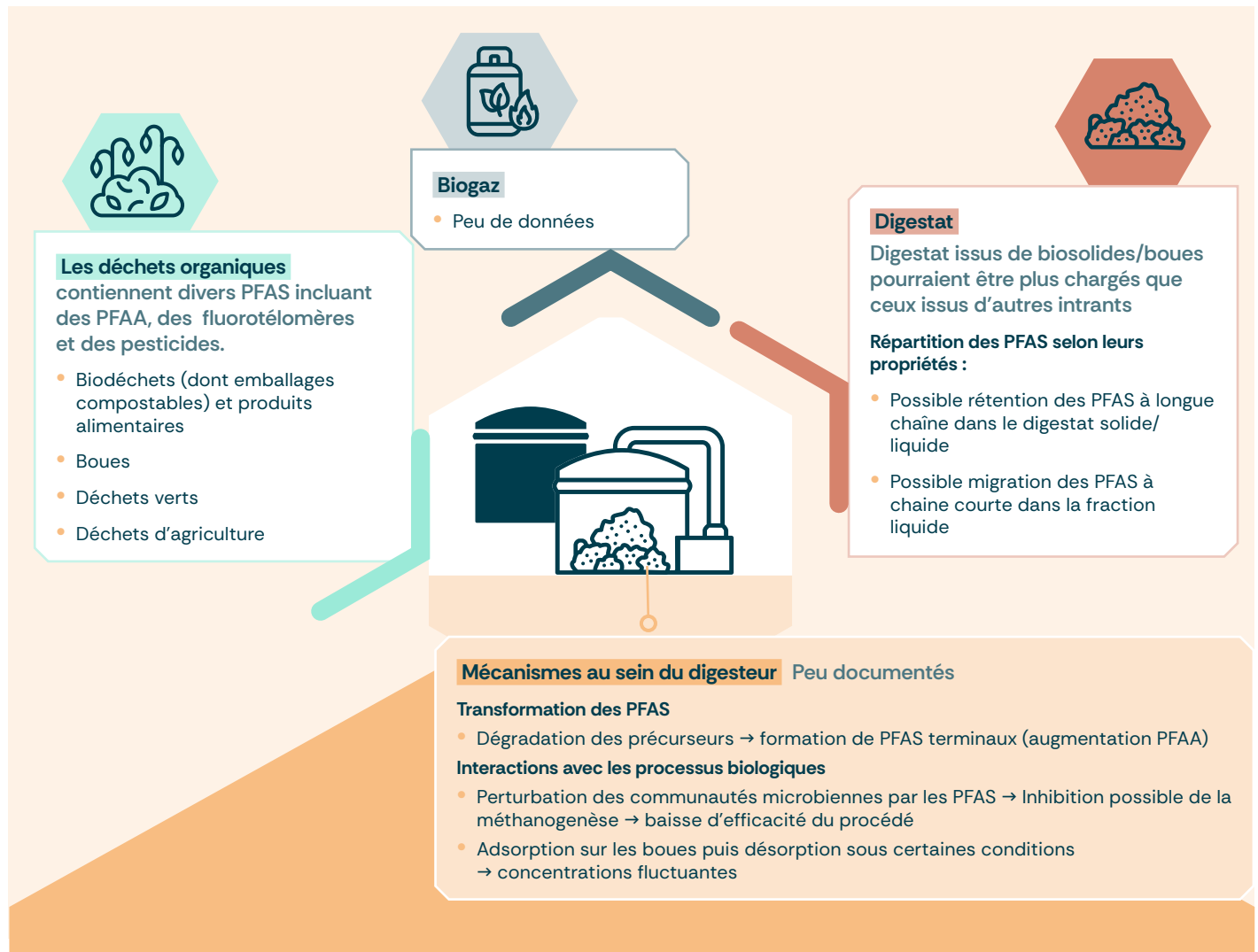
Cartographie des flux principaux pour la valorisation organique en méthanisation



7.3.4.2. À retenir

FIGURE 12

Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les installations de méthanisation



7.4. INCINÉRATION

7.4.1. Unités de valorisation énergétique (UVE)

Dans cette étude nous aborderons uniquement le traitement thermique par incinération qui est le procédé généralisé en France pour traiter les déchets ménagers et assimilés. À noter qu'il existe d'autres types de procédés thermiques réalisés en l'absence ou en défaut d'air (pyrolyse, thermolyse ou gazéification hydrothermale). Il pourra être utile d'identifier à terme les spécificités de ces technologies émergentes au regard de la problématique PFAS.

Il existe plusieurs types d'incinérateurs, avec des technologies de fours différentes (grille, lit fluidisé, four rotatif), choisies notamment selon la nature des déchets à traiter. En conséquence, toutes les installations ne fonctionnent pas aux mêmes températures : elles ont des conditions d'exploitation différentes selon les déchets entrants et le procédé utilisé.

En France, conformément à l'article 9 de l'arrêté ministériel du 20 septembre 2002, les installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux doivent garantir une température minimale théorique réglementaire de 850 °C pendant au moins 2 secondes. En pratique, les conditions d'exploitation observées au point le plus chaud sont généralement plus élevées, avec des plages de fonctionnement couramment comprises entre 1 000 et 1 300 °C selon les types d'installations et les déchets traités.

Il est à noter qu'une partie du flux de déchets non dangereux est préparée aujourd'hui sous forme de combustible solide de récupération (CSR) pour être incinéré en chaufferie. Elles présentent des conditions de combustion globalement proches de celles des unités de valorisation énergétique (UVE), sous réserve du respect des exigences réglementaires applicables, mais elles se distinguent par la nature de leur combustible, constitué de déchets préparés et sélectionnés pour leur pouvoir calorifique. Cette préparation peut améliorer la régularité de l'alimentation, sans exclure la présence de PFAS dans certaines fractions contributrices, notamment plastiques, textiles ou papiers/cartons traités. À ce stade, les données disponibles ne permettent pas de caractériser précisément le devenir des PFAS dans ces installations ni de les comparer de manière robuste aux UVE. Des campagnes de mesures spécifiques apparaissent donc nécessaires pour documenter les émissions, les résidus et les éventuels transferts associés.

La filière des **chaufferies CSR** est en cours de développement, avec un nombre limité d'installations spécifiquement dédiées actuellement en exploitation. Une partie des flux de combustibles solides de récupération est ainsi orientée vers des installations de co-incinération, notamment en cimenterie, où ces combustibles sont valorisés énergétiquement en substitution partielle à des combustibles fossiles. Ce volet est détaillé dans le § 7.4.2.3.

Dans ce paragraphe on se focalisera sur les UVE dans l'attente de données plus spécifiques sur les chaufferies CSR.

La valorisation énergétique consiste à récupérer et à utiliser l'énergie produite lors de la combustion des déchets résiduels qui ne peuvent plus être valorisés sous forme de matière. Cette énergie peut être exploitée sous forme de chaleur et/ou d'électricité. Une unité de valorisation énergétique comprend généralement un four assurant la combustion, une chaudière permettant de récupérer la chaleur des fumées, ainsi qu'un système de traitement des fumées destiné à limiter les émissions atmosphériques. Ce traitement peut être mis en œuvre par voie sèche, reposant sur l'injection de réactifs neutralisant les gaz acides puis sur la captation des résidus par filtration, ou par voie humide, fondée sur le lavage des fumées au contact de solutions liquides permettant d'éliminer les poussières résiduelles et de dissoudre certains polluants gazeux.

L'incinération génère des résidus solides :

- Des **mâchefers** (résidus solides de combustion) qui sont traités en Installation de Maturation et d'Elaboration des mâchefers (IME), et dont le produit, s'il respecte les exigences de qualité définies par arrêté ministériel, peut être ensuite valorisé en génie civil. Avant valorisation, des métaux ferreux et non ferreux (aluminium, plomb, zinc...) sont captés dans les mâchefers et peuvent être recyclés ;
- Des résidus d'épuration des fumées (**REFIOM**) qui doivent ensuite être traités et éliminés.

Ainsi que des émissions gazeuses ou liquides :

- Des **fumées épurées** ;
- Des **rejets liquides** selon le système de traitement de fumée.

7.4.1.1. Déchets entrants dans les UVE & Contamination potentielle par les PFAS

La répartition des déchets collectés sur les UVE, inspirée de l'enquête « Traitement » de l'ADEME publiée en 2024 [118], sont présentés dans le Tableau 30 selon leur nature. Leur potentielle contamination en PFAS est rappelée. Les données disponibles dans la bibliographie concernant les concentrations en PFAS dans les déchets entrants en UVE restent limitées et hétérogènes, en particulier pour certains flux majoritaires tels que les résidus de traitement.

TABLEAU 30

Description des entrants sur les unités de méthanisation et de leur potentielle contamination par les PFAS

Répartition des déchets entrants sur les unités de méthanisation inspirée par l'étude « Traitement » de l'ADEME (2024)		Contamination potentielle par les PFAS ? *	Données indicatives de flux/concentration en PFAS disponibles dans la bibliographie*
Nature des déchets	Type de déchets		
OMR	Biodéchets, Résiduels, Emballages, Papiers, Textiles, Electroménagers, etc.	✓	Données rares et hétérogènes. Valeurs indicatives (3 jeux de données) : - MSW américains : 4,1 à 20 µg/kg ; - Concentration totale extractible dans les déchets ménagers : 50 µg/kg PFAS majoritaires : Profil diffus ; présence fréquente de fluorotélomères et précurseurs issus des produits de consommation, avec contribution possible de PFOA, PFOS, PFBS, PFHxA, FTOH selon les sous-fractions. <i>Mise en garde sur ces données :</i> - Matrice OMR fortement hétérogène - Composition variable selon les territoires et les erreurs de tri - Différences importantes de méthodologie, protocoles de prélèvement et d'analyse, de listes de PFAS étudiés, etc.
DAE	Seuls les DAE dits « assimilés » sont considérés, c'est-à-dire des déchets, par leur nature et leur quantité, comparables aux déchets ménagers et effectivement pris en charge par le SPGD	✓	Données très rares - Matrice fortement hétérogène - Caractéristiques des DAE assimilés proches de celles des OMR. - Quelques spécificités dues à des activités particulières (soin, nettoyage, etc.) susceptibles d'être des sources atypiques et ponctuelles - Composition variable selon les territoires et les activités
Résidus de traitement	Il peut s'agir des refus de tri des collectes sélectives et de tri de DAE, des résidus de broyage automobile, des refus de compostage, de tri d'encombrants ménagers etc...	✓	Très peu de données spécifiques à ce flux de déchet en termes de PFAS.
Equipements hors d'usage	Très peu de données spécifiques à ce flux de déchet en termes de PFAS. Une attention particulière doit être portée sur les flux concernés par une filière REP.		
Déchets dangereux	Par définition ces flux doivent être traités sur des installations spécifiques, notamment en incinération spécialisée. Les conditions de caractérisation en amont et de contrôle sur les sites doivent permettre de limiter le flux collecté par défaut sur les UVE.		

* Pour plus de détail, se reporter à la partie 6 « Source des PFAS dans les déchets » du présent rapport.

7.4.1.2. Mécanismes présents lors de la phase combustion

L'efficacité de destruction des PFAS dans le four des UVE va dépendre des conditions de la combustion mais également de la matrice déchets incinérée :

- Composition et typologie du mélange des flux de déchets contenant des PFAS ;
- Caractéristiques chimiques des matériaux à traiter ;
- Nature, concentration et structure des PFAS dans les déchets.

Théoriquement, la destruction complète des PFAS par les fours d'UVE correspond à leur minéralisation totale en CO_2 , H_2O et HF [130]. Toutefois, les conditions de minéralisation complète ne peuvent être toujours garanties dans un four d'incinération de déchets pour l'ensemble des molécules.

Cela signifie que la transformation d'une molécule fluorée complexe ne conduit pas systématiquement et directement à des formes minérales, mais peut passer par la formation de composés intermédiaires, dont certains peuvent être eux-mêmes des PFAS. En effet, le cas de fluoropolymères bien étudiés tels que le Polytétrafluoroéthylène (PTFE) montre qu'une combustion dite « idéale » peut conduire à la formation de produits de combustion incomplète, en plus des produits de minéralisation attendus.

Dans ce contexte, l'efficacité de la dégradation thermique des PFAS en UVE dépend fortement des conditions opératoires et du contexte physico-chimique de la combustion. Plusieurs paramètres déterminants sont classiquement identifiés, notamment **la règle des « 4T » (température, temps de séjour, turbulence et teneur en oxygène)**, ainsi que la composition de la matrice de déchets, l'humidité, la présence éventuelle de catalyseurs et la structure chimique des PFAS traités [131]. Le ratio molaire hydrogène/fluor (H/F) apparaît également comme un facteur clé : un apport suffisant en hydrogène, notamment via la vapeur d'eau, favorise la formation de HF et donc la minéralisation, tandis qu'un déficit peut conduire à la formation de composés fluorés stables tels que CF_4 ou COF_2 .

La température dans la zone de combustion joue un rôle central dans ces mécanismes. Si la décomposition ou la volatilisation initiale de certains PFAS peut intervenir à relativement basse température (de l'ordre de 150 à 500 °C selon les composés), **la quasi-destruction des PFAS mesurés est généralement observée pour des températures supérieures à 1 000 °C**, avec des quantités résiduelles de sous-produits fluorés recherchés (souvent un panel limité) souvent inférieures à 1 %, voire 0,1 % dans certaines conditions. Cependant, en l'absence de bilan massique du fluor / fluor total (TF) dans la majorité des études et compte tenu des limites analytiques (certains composés très courts/volatils pouvant être peu ou pas mesurés), ces résultats ne garantissent pas à eux seuls une minéralisation exhaustive.

Une **minéralisation complète**, incluant la destruction des composés les plus stables tels que le CF_4 , nécessiterait des températures plus élevées, **supérieures à 1 300–1 400 °C** [113].

Les résultats expérimentaux disponibles reflètent cette complexité. Gehrmann [130] montre qu'à 860 °C avec un temps de séjour de 2 secondes, un abattement fluoré supérieur à 99,99 % peut être atteint, suggérant une destruction très efficace des fluoropolymères testés dans ce dispositif expérimental. Ces résultats doivent toutefois être interprétés avec prudence : ils reposent sur un pilote instrumenté et sur un indicateur de bilan fluoré, et ne permettent pas, à eux seuls, de conclure de façon générale que les conditions usuelles des UVE classiques suffisent systématiquement à éliminer l'ensemble des PFAS ou à exclure toute formation/résidu de composés fluorés dans d'autres configurations de déchets, d'installations ou de méthodes analytiques.

De même, l'étude de Wohter et al. [132] ne met pas en évidence de formation significative de PFAS stables de haute masse molaire (notamment PFCA et PFSA) et suggère une conversion majoritaire du fluor organique en fluor inorganique, comme en témoignent l'augmentation des concentrations de HF dans les gaz et de CaF_2 dans les cendres volantes. Dans cette étude, la température du foyer peut atteindre 1 200 °C.

Cependant, d'autres travaux mettent en évidence des **mécanismes de transformation partielle**. Björklund et al. [133], ciblant 18 PFAS (incluant PFCA, PFSA, FTSA et diPAP), montrent que les composés identifiés en sortie sont principalement des acides perfluorocarboxyliques à chaîne courte.

Cela suggère que l'incinération peut conduire à la formation de PFAS plus simples à partir de pré-curseurs ou de composés plus complexes, traduisant une dégradation incomplète ou des voies de transformation intermédiaires.

En effet, à des températures d'incinération > 1 000 °C, les sous-produits gazeux principaux semblent être les perfluorocarbures (PFC) suivants : le tétrafluorométhane (CF_4), l'hexafluoroéthane (C_2F_6) et l'octafluorocyclobutane (C_4F_8). Néanmoins, ces composés sont souvent retrouvés à des faibles concentrations dans les données de la bibliographie (< 1 %) [131].

En revanche, concernant les PFCA et PFSA, certaines études expérimentales, notamment Wohter et al., ne mettent pas en évidence de formation significative au cours de l'incinération.

Enfin, il n'existe pas de mécanisme universel de décomposition thermique des PFAS : chaque substance présente des voies réactionnelles spécifiques, et les résultats expérimentaux peuvent varier significativement selon les conditions opératoires, les matrices étudiées et les méthodes analytiques employées.

Les divergences observées dans la bibliographie s'expliquent notamment par ces différences de conditions (température, temps de séjour, teneur en O_2), ainsi que par la difficulté à identifier et quantifier l'ensemble des sous-produits formés [113].

Dans ce contexte, la compréhension fine des mécanismes de dégradation et de formation éventuelle de sous-produits reste un enjeu de recherche majeur, en lien avec la maîtrise des émissions et la limitation des transferts de PFAS vers l'environnement.

En complément des mécanismes de dégradation thermique observés dans le système four-chaudière, les systèmes d'épuration des fumées (par voie sèche ou humide selon les installations) vont également avoir un impact sur le flux résiduel de PFAS comme évoqué dans la partie 7.4.1.3.2.1.

7.4.1.3. PFAS dans les résidus et rejets des UVE

Des données issues de la bibliographie sur ces résidus et rejets sont présentées ci-après.

L'étude de Björklund et al. [133] menée sur une UVE suédoise d'ordure ménagère de capacité 20 t/h, met en évidence des niveaux de rejet en PFAS total annuel très faibles en UVE, de l'ordre de 7 à 20 g/an, (moyenne 13 g/an), soit environ 0,07 à 0,1 µg/kg de déchets incinérés.

7.4.1.3.1. Résidus de traitement

7.4.1.3.1.1. Mâchefers

Le Tableau 31 présente des données de concentration en PFAS dans les mâchefers, issues de la bibliographie. Seules les données quantifiées sont présentées dans ce tableau. L'absence de valeur peut correspondre à :

- une non-quantification du PFAS,
- un PFAS non analysé dans cet article.

Cette information peut être disponible dans la référence citée.

TABLEAU 31

Données de la bibliographie concernant des concentration en PFAS (µg/kg) dans les mâchefers

Concentrations (µg/kg MS)					
Pays	Suède		Floride	Allemagne	Chine
Références	[133]	[134]	[135]	[132]	[136]
PFHxA	0,05 – 0,16	0,22 – 0,39 (4 éch.)			
PFOA	0,2 – 0,54				
6:2 FTS		0,94 – 1,28 (3 éch.)			
PFSA		0,36 – 0,41 (3 éch.)			
6:2 diPAP			0,2 – 3,9		
6:2/8:2 diPAP			0,2 – 0,92		
PFBS			Cmoy : 0,13		
Σ₁₈ PFAS	0,23 ¹				
Σ₂₁ PFAS					3,11 – 77,4 ²
Σ₂₇ PFAS		0,2 – 13 ³ (9/31 fours de 27 UVE)			
Σ₄₃ PFAS				< 1 à 5 ⁴	
Σ₅₂ PFAS			0,84 – 4,9 ⁵ Cmoy : 2,2		

¹La liste des 18 PFAS analysés est fournie dans le tableau S2 dans l'annexe de la publication.

²La liste des 21 PFAS analysés est fournie dans la section 2.1 de la publication.

³La liste des 27 PFAS analysés est fournie dans le tableau 1 de l'annexe 3 de la publication.

⁴La liste des 43 PFAS analysés est fournie dans la publication (page 58). Il s'agit des 43 PFAS appelés « Groupe 1 » ainsi que « Groupe 2 ».

⁵Les 52 PFAS couvrent plusieurs familles : PFCA, PFSA, PFSiA, FTSA, FTCA, FTUCA, sulfonamides perfluoroalkyles, alcools fluorotéomériques, diPAP et autres PFAS. La liste des PFAS analysés est fournie dans l'annexe de la publication. 24 échantillons ont été analysés sur 4 UVE.

Les études disponibles indiquent que les mâchefers peuvent contenir certains PFAS, bien que les concentrations observées restent globalement faibles et caractérisées par une prédominance de composés à chaîne courte.

Gehrman [130] et Björklund et al. [133] confirment ces **faibles ordres de grandeur dans les mâchefers** avec des émissions totales de PFAS de, respectivement 6,72 kg/an (équivalent PFOA) et 3,52 kg/an.

Certaines installations en Chine estiment des quantités de ΣPFAS (21 PFAS ciblés) dans les mâchefers et les REFIOM de 0,49 à 4,6 µg/kg de déchet incinérés, traduisant une forte variabilité selon les contextes d'exploitation et de gestion des résidus [133].

Sur la base d'un tonnage estimé à 144 077 000 tonnes de déchets incinérés en Europe en 2018, l'Annexe XV du dossier de restriction PFAS à l'étude par l'ECHA [121] estime la quantité totale de PFAS dans les mâchefers à environ 26 kg/an en moyenne, pour une médiane d'environ 1 kg/an, traduisant une forte variabilité des concentrations

Sur le plan de la spéciation, plusieurs études convergent vers une dominance de précurseurs de PFCA dans les matrices solides. Strandberg et al. [134] identifient notamment les diPAP, en particulier le 6:2 diPAP, comme composés majoritaires dans plusieurs fours analysés, tandis que d'autres homologues (8:2 PAP et 8:2 diPAP) sont également identifiés plus ponctuellement. Ces observations sont cohérentes avec les résultats de Liu et al. [135], qui confirment également la prédominance des diPAP (et en particulier le 6:2 diPAP) dans les mâchefers. En effet, plusieurs hypothèses sont avancées dans cette étude pour expliquer cette présence :

- 1) une décomposition thermique incomplète de ces composés pendant l'incinération,
- 2) une forte affinité pour la phase solide liée à leurs propriétés physico-chimiques, notamment un coefficient de partage octanol-air (K_{oa}) très élevé (10^9 – 10^{12} pour les diPAP, contre 10^3 – 10^5 pour les PFAA), favorisant leur rétention dans les solides,
- 3) la possibilité que certaines zones du lit de déchets n'atteignent pas de manière homogène les températures du gaz du four, du fait de la composition ou de l'humidité des déchets, ce qui entraînerait des zones localement plus froides.

Par ailleurs, bien que les diPAP soient connus comme précurseurs de PFCA en conditions environnementales, leur comportement en conditions d'incinération reste encore mal documenté.

7.4.1.3.1.2. REFIOM

Le Tableau 32 présente des données de concentration en PFAS dans les REFIOM, issues de la bibliographie.

Seules les données quantifiées sont présentées dans ce tableau. L'absence de valeur peut correspondre à :

- Une non-quantification du PFAS
- Un PFAS non analysé dans cet article

Cette information peut être disponible dans la référence citée.

TABLEAU 32

Données de la bibliographie concernant des concentration en PFAS (µg/kg) dans les REFIOM

Concentrations (µg/kg MS)			
Pays	Suède	Floride	Chine
Références	[134]	[135]	[136]
Σ_{27} PFAS	0,18 – 37,712 (15/31 fours des 27 UVE) ¹		
PFCA	0,18 – 37,71 (10 échantillons/31 fours) ¹		
PFOS	Cmoy : 3,59 (2/31 fours)	CMax : 0,023	
PFOA		CMax : 0,028	
6:2 FTS	0,57 – 19,67 (8/31 fours)		
8:2 FTS	0,81 (1/31 fours)		
6:2 diPAP	2,48 (1/31 fours)	0,054 (quantifié dans 1 UVE)	
PFPeA (composite)		0,075	
PFSiA		0,022	
Σ_{52} PFAS		0,094 – 0,513 Cmoy: 0,33	
Σ_{21} PFAS			1,46 – 87,6 ⁴

¹Sachant que dans 12 de ces 15 échantillons, la concentration en Σ_{27} PFAS était inférieure à 2 µg/kg. Trois échantillons se distinguent des autres, avec des concentrations supérieures à 21,3 µg/kg.

²La liste des 27 PFAS analysés est fournie dans le tableau 1 de l'annexe 3 du rapport.

³Les 52 PFAS couvrent plusieurs familles : PFCA, PFSA, PFSiA, FTSA, FTCA, FTUCA, sulfonamides perfluoroalkyles, alcools fluorotélomériques, diPAP et autres PFAS. La liste des PFAS analysée est fournie dans l'annexe de la publication. 24 échantillons ont été analysés sur 4 UVE.

⁴La liste des 21 PFAS analysés est fournie dans la section 2.1 du rapport.

Les cendres volantes apparaissent comme un autre compartiment de transfert des PFAS, avec une « composition PFAS » distincte de celle des mâchefers. Strandberg et al. [134] mettent en évidence une dominance des composés de type PFSA dans ces matrices.

Il faut noter que Björklund et al. [133] n'ont quantifié, dans les REFIOM, aucun des 8 PFAS analysés (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFDA, PFBS et PFOS) lors de l'incinération des OMR.

7.4.1.3.2. Rejets liquides et atmosphériques

7.4.1.3.2.1. Fumées épurées

Le Tableau 33 présente des données de concentration en PFAS dans les fumées épurées, issues de la bibliographie.

TABEAU 33

Données de la bibliographie concernant des concentration en PFAS dans les fumées épurées

Concentration moyenne (ng/m ³)	
Pays	Suède
Références	[133]
Type de traitement de fumées	Voie humide ou semi-humide
PFBA PFPeA	3,4 <LQ
PFHxA	0,8
PFHpA	0,08
PFOA	0,25
PFDA	0,06
PFBS	0,02
PFOS	0,02
Σ ₈ PFAS*	4,6

*Cela correspond aux 8 composés détaillés dans ce tableau : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFDA, PFBS et PFOS.

Dans cette étude, le PFBA est le composé largement majoritaire (74 %) dans les fumées épurées.

Les résultats des mesures sur les fumées épurées réalisées par Wohter et al. [132] viennent de l'usine GKS de Schweinfurt qui est équipée d'un système de traitement des fumées par voie humide. Les prélèvements indiquent des concentrations en PFAS polaires semi-volatils (22 PFAS analysés) dans les fumées épurées (de 0 à 15 ng/m³) légèrement inférieures à celles mesurées sur le gaz brut (de 4 et 22 ng/m³).

Deux scénarios sur les fumées en sortie de cheminée, i.e. après traitement, ont été étudiés :

- Avec ajout de PFAS : concentration PFAS entre 1 et 3 ng/m³ ;
- Sans ajout de PFAS : concentration PFAS entre 0 et 15 ng/m³.

Du TFA a été mesuré dans les fumées épurées TFA (10 à 50 ng/m³), les auteurs interprètent ces résultats comme une indication forte que le TFA mesuré en cheminée ne provient probablement pas d'une dégradation thermique incomplète des PFAS à plus haute masse moléculaire. Ils pensent au contraire que le TFA vient des eaux de procédé du laveur (déjà contaminées) s'y concentre, puis est réintroduit dans le système via le séchage avant de ressortir partiellement en gaz traité.

D'après le rapport de l'Ineris « Étude bibliographique sur la thermodégradation des PFAS » (2025) [113], **les systèmes de traitement des fumées jouent un rôle clé dans la répartition des PFAS et de leurs sous-produits** entre les différents compartiments de sortie des UVE. Après la phase de combustion, les PFAS non dégradés ou les produits de décomposition thermique peuvent être soit piégés par les dispositifs d'épuration, soit transférés vers les résidus solides (mâchefers, cendres), soit émis à l'atmosphère.

Ce rapport indique que **l'efficacité de ces systèmes dépend fortement de la nature des composés** considérés. Les PFAS sous forme particulaire sont globalement bien captés par les dispositifs classiques de traitement des fumées. En revanche, pour les PFAS non particulaires en phase gazeuse, il est plus difficile de conclure : il s'agit principalement de composés légers et volatils, plus difficiles à capter et certains vont passer au travers des systèmes de filtration. Les traitements de fumées peuvent néanmoins les capter via les réactifs injectés (charbon actifs, ...) ou les laveurs. Parmi les composés les plus susceptibles de ne pas être efficacement captés figurent notamment les alcools et oléfines fluorotélomères (FTOH, FTO), certains perfluoroalcanes (PFC), ainsi que des produits de combustion incomplète [103].

Dans ce contexte, le suivi des concentrations en sortie de cheminée revêt une importance particulière, notamment pour appréhender l'influence des différents réactifs et dispositifs de traitement des fumées — tels que les adsorbants carbonés (charbon actif, coke de lignite) ou les systèmes catalytiques de type Réduction Catalytique Sélective (RCS) — sur le devenir des PFAS.

À l'échelle européenne, les flux PFAS associés aux fumées épurées sont estimées à une charge moyenne de 0,12kg/an (équivalent PFOA) par Gehrmann [130] et 2,72 kg/an par Björklund et al. [133]. Enfin, il convient de souligner que la quantification des PFAS dans les fumées reste particulièrement délicate, en raison de leurs très faibles concentrations et des limites analytiques actuelles. Cette incertitude contribue à la variabilité des résultats disponibles et limite, à ce stade, la caractérisation précise de l'efficacité des systèmes d'épuration vis-à-vis de l'ensemble des PFAS et de leurs sous-produits.

En France, le Syndicat de la valorisation des déchets urbains (SVDU), qui regroupe les exploitants d'unités d'incinération des ordures ménagères a mené une étude en 2024-2025 sur les rejets atmosphériques de sept UVE OMR. Un prélèvement (selon la méthode OTM-45) et l'analyse des 49 PFAS de l'AM du 31/10/2024 ont été effectués dans des conditions représentatives du fonctionnement normal sur chaque UVE OMR.

Les sept installations étudiées, réparties sur l'ensemble du territoire national, présentent des capacités comprises entre 50 000 et plus de 200 000 tonnes. La majorité des déchets sont des OMR, auxquels s'ajoutent parfois des DAE, des Déchets Industriels Banals (DIB) ou des DASRI, ou bien il ne s'agit que d'OMR.

La Tableau 34 présente les valeurs de concentration >LQ (C min) cumulée mesurée pour l'ensemble des PFAS par installation. Lorsque la mesure pour un PFAS donné est inférieure à la LQ, ces composés non quantifiés ont une valeur de concentration nulle.

TABLEAU 34

Valeurs de C min obtenues sur les 7 UVE OMR étudiées lors de la campagne menée par le SVDU (2024-2025)

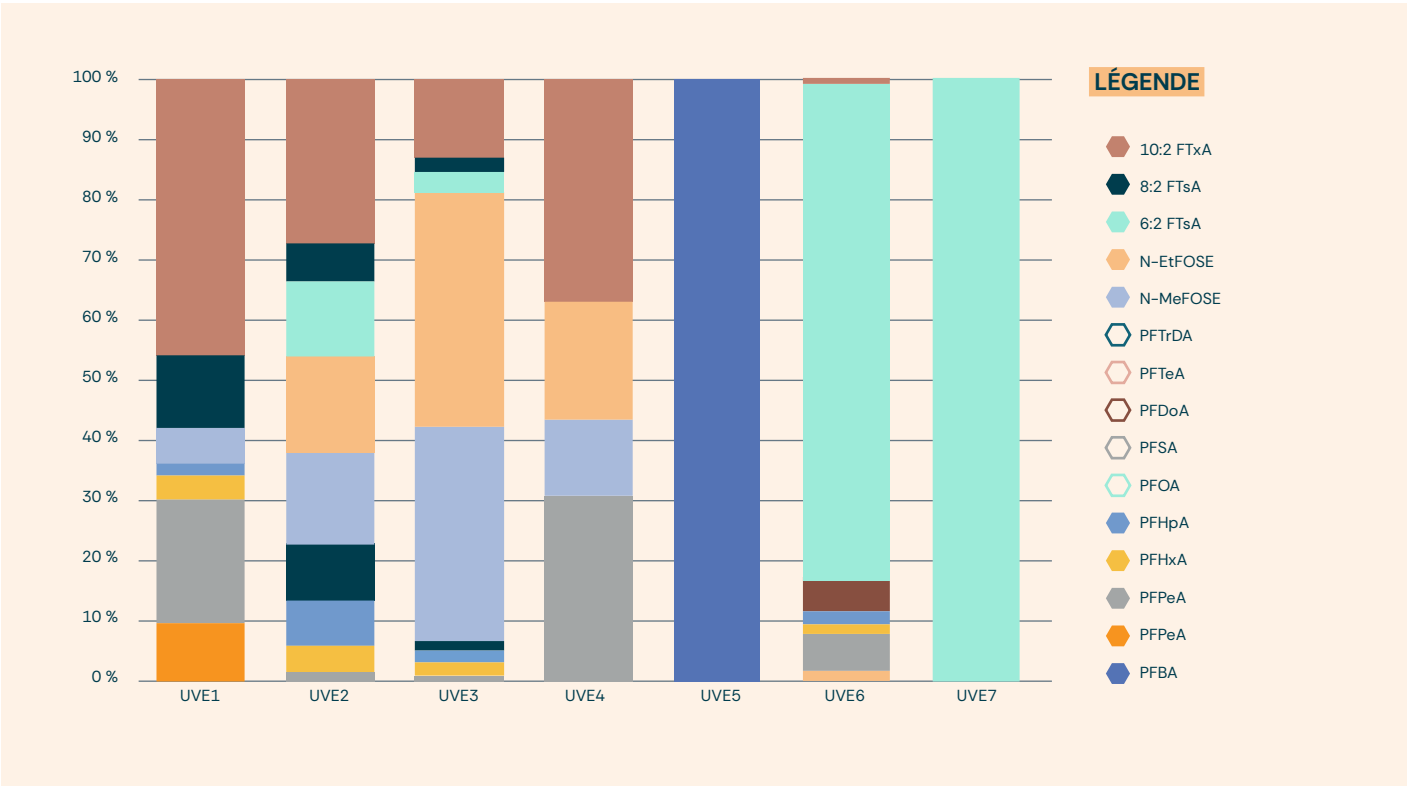
N° UVE OMR	Concentration (en ng/Nm ³)
1	8
2	22
3	8,9
4	1,3
5	0,6
6	25,1
7	6

Les concentrations varient entre 0,6 et 25,1 ng/Nm³ selon l'installation.

La Figure 13 présente la répartition quantitative des PFAS identifiés lors de l'analyse de chaque UVE sur cette campagne.

FIGURE 13

Répartition des PFAS quantifiés obtenue lors de l'analyse sur les 7 UVE OMR étudiées par le SVDU en 2024-2025²¹



²¹ 6:2 FTSA équivaut à 6:2 FTS, 8:2 FTSA équivaut à 8:2 FTS et 10:2 FTSA équivaut à 10:2 FTS.

Le nombre et la nature des PFAS diffèrent par site. Au total, quinze PFAS ont été quantifiés sur l'ensemble, cependant la répartition est très variable : par exemple sur l'UVE1, 7 PFAS ont été quantifiés tandis que sur l'UVE7, un seul PFAS a été quantifié.

Aucun PFAS n'est présent sur tous les sites, mais certains PFAS sont présents sur plusieurs sites : 10:2FTS (5 UVE), PFHxA (5 UVE), PFHpA (4 UVE), 6:2 FTS (4 UVE), N-MeFOSE (4 UVE), PFOA (4 UVE)

Sur les quinze PFAS identifiés, on dénombre 11 chaînes longues (5 sulfonates et 6 carboxylates) et quatre chaînes courtes (carboxylates).

Par ailleurs, une campagne de mesure est en cours en France. Elle est imposée par l'AM du 31/10/2024, relatif à l'analyse des PFAS dans les émissions atmosphériques des installations d'incinération, de co-incinération et d'autres traitements thermiques (cf.3.2.4). Elle consiste en l'analyse de 49 PFAS. Les résultats de cette campagne seront une source importante d'informations. Les incinérateurs d'ordures ménagères ont jusqu'au 31 octobre 2026 ou jusqu'au 31 avril 2027 (selon leur capacité) pour réaliser cette campagne.

7.4.1.3.2.2 Rejets liquides (eaux de procédés traitées)

Le Tableau 35 présente des données de concentration en PFAS dans les eaux de procédés traitées, issues de deux articles scientifiques, sur des installations suédoises. Seules les données quantifiées sont présentées dans ce tableau. L'absence de valeur peut correspondre à :

- Une non-quantification du PFAS,
- Un PFAS non analysé dans cet article.

Cette information peut être disponible dans la référence citée.

TABLEAU 35

Données de la bibliographie concernant des concentration en PFAS (µg/L) dans les eaux de procédés traités d'UVE OMR

Références	Concentration (µg/L)	
	[133]	[134]
Σ_8 PFAS ¹	0,074 (Cmoy)	
PFHxA	0,070 (Cmoy)	
PFHpA	0,0014 (Cmoy)	
PFOA	0,0023 (Cmoy)	
Σ_{27} PFAS ² (échantillons groupés)		0,0003 – 0,183 (13/31 fours)

¹ Ces 8 PFAS comprennent le PFBA, le PFPeA, le PFHxA, le PFHpA, le PFOA, le PFDA, le PFBS et le PFOS. Seuls le PFHxA, le PFHpA et le PFOA ont été quantifiés.

² L'a liste des 27 PFAS analysés est fournie dans le tableau 1 de l'annexe III de la publication.

D'après Björklund et al. [133], les eaux de process traitées peuvent représenter un vecteur de transfert des PFAS. Dans cette étude, seuls des PFCA ont été quantifiés, parmi lesquels le PFHxA représentait 93 à 97 % de la concentration totale ; les autres PFCA identifiés étaient le PFHpA et le PFOA. Les auteurs indiquent également que la présence fréquente de composés tels que le TFA dans les eaux de laveurs suggère une accumulation des PFAS les plus hydrophiles dans la phase aqueuse.

Ces observations sont cohérentes avec les résultats de Strandberg [134], qui montre que les condensats sont constitués quasi exclusivement de PFCA, en particulier à chaîne courte. Cette distribution reflète à la fois la forte solubilité de ces composés et leur capacité à échapper partiellement aux mécanismes de destruction thermique et de captation en phase gazeuse.

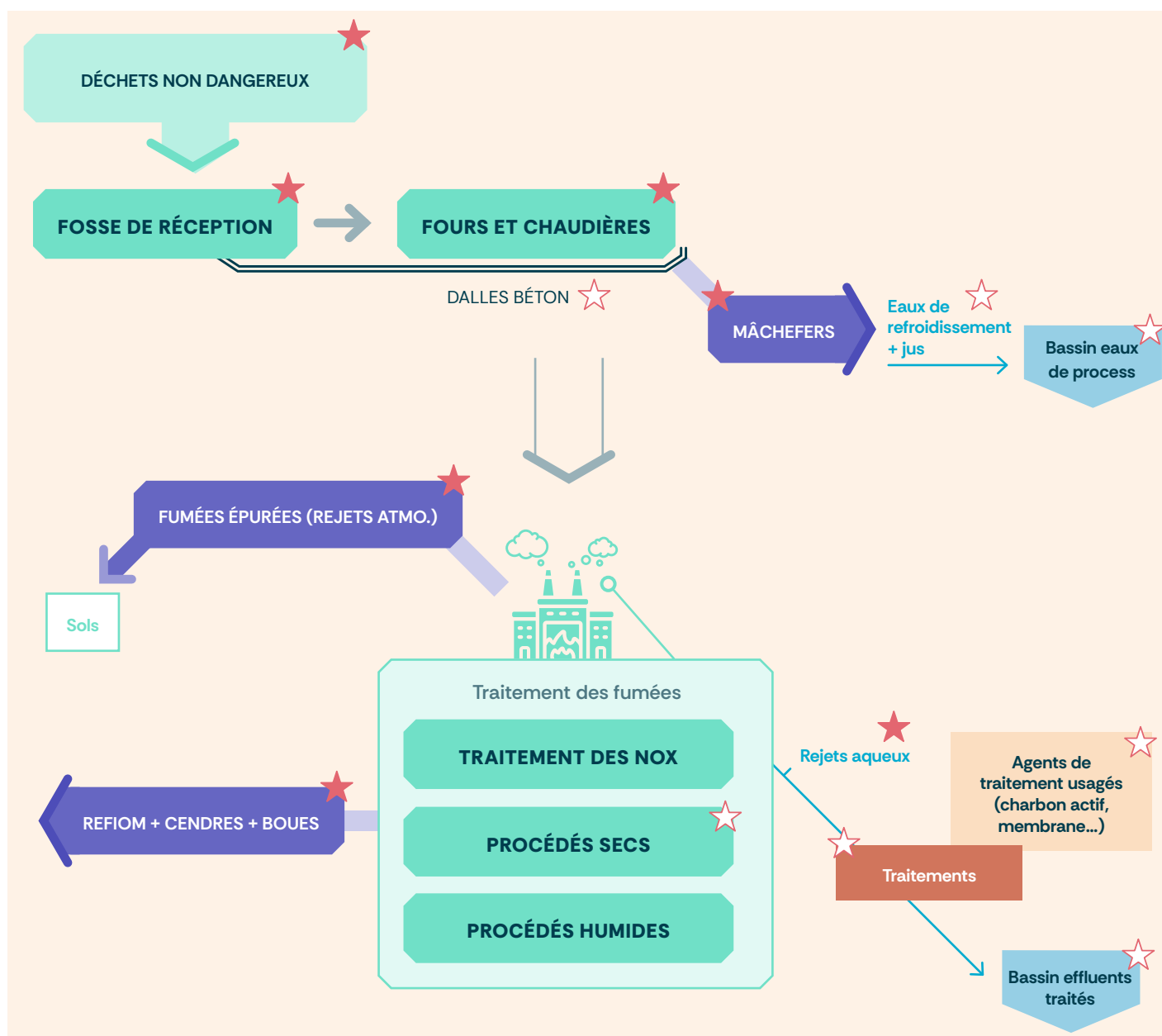
À noter qu'à l'échelle européenne, les flux PFAS associés aux eaux de process sont estimées à 0,95 kg/an (équivalent PFOA) par Gehrman [130] et 2,87 kg/an par Björklund et al. [133].

7.4.1.4. Synthèse

7.4.1.4.1. Cartographie des flux

FIGURE 14

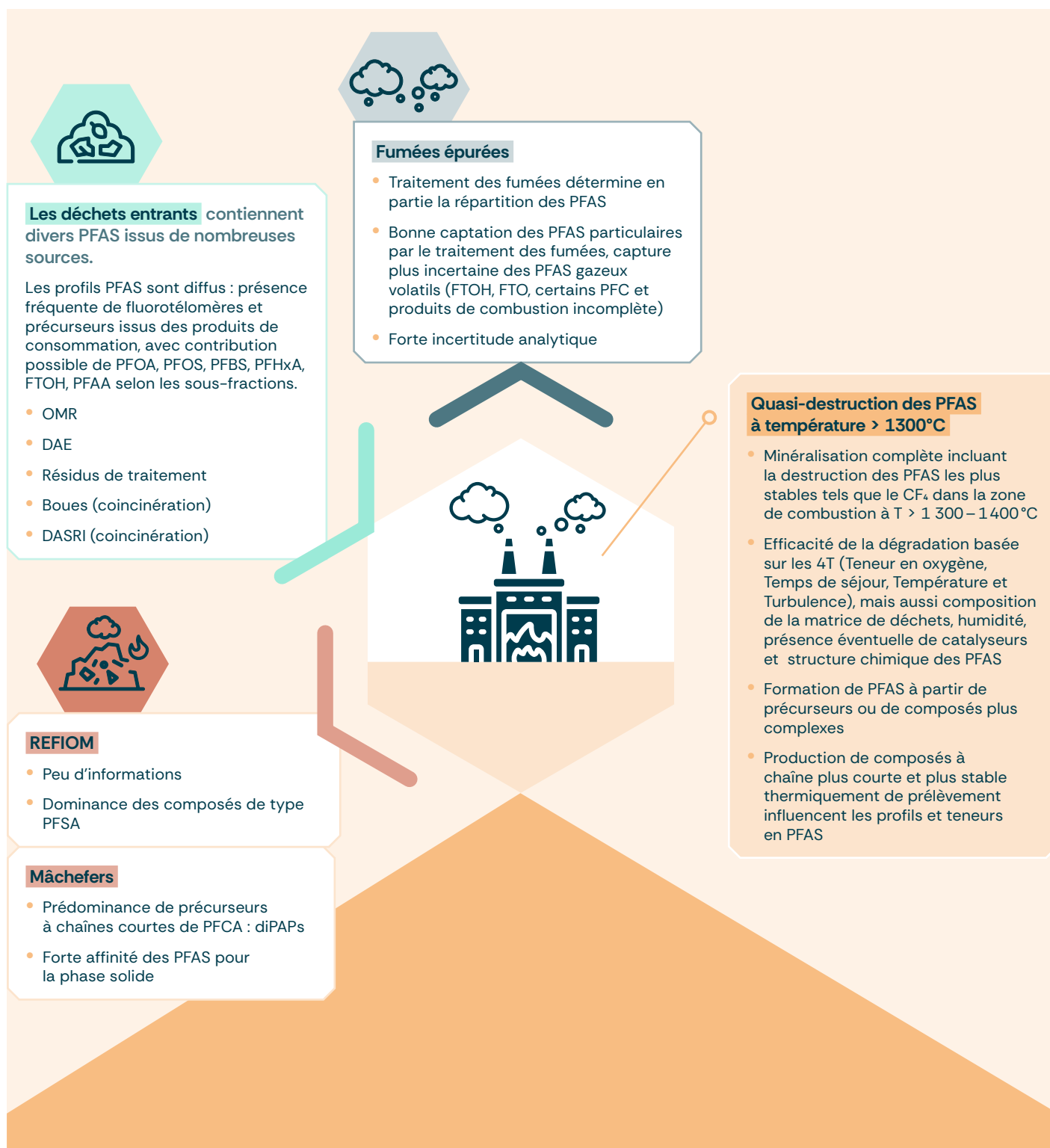
Cartographie des flux principaux pour l'incinération en UVE OMR



7.4.1.4.2. À retenir

FIGURE 15

Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les UVE OMR



7.4.2. Spécificités des autres types d'incinération

7.4.2.1. Co-incinération des boues

L'étude de Björklund et al. (2023) [133] dresse une comparaison entre l'incinération des déchets ménagers et leur co-incinération avec des boues de STEU sur la base de résultats issus de 1 installation sous deux conditions d'exploitation : incinération de déchets ménagers uniquement, 2) incinération de déchets ménagers et des boues de STEU.

Les auteurs notent que, lorsque des boues sont ajoutées en entrée d'UVE (15–20 % en masse humide dans le mélange préparé, ce qui correspondait à environ 5–8 % du combustible total en base humide), les niveaux de PFAS mesurés dans plusieurs flux sortants augmentent, ce qui suggère un **apport supplémentaire de PFAS par les boues**. Par exemple, la concentration totale en PFAS extractibles dans les eaux de procédé traitées passe en moyenne de 74 ± 16 ng/L (OMR seuls) à 180 ± 28 ng/L (avec boues).

Comme énoncé précédemment, dans cette étude Björklund et al. [133] ont obtenu des niveaux de rejet total annuel faibles pour la condition d'exploitation UVE d'ordures ménagères, de l'ordre de 7 à 20 g/an (soit environ 0,07 à 0,1 µg/kg de déchets incinérés). Ces concentrations sont légèrement plus élevées en co-incinération avec des boues (11 à 56 g/an, soit 0,07 à 0,4 µg/kg).

Le Tableau 36 présente les résultats de l'étude de Björklund et al. [133] pour les différents flux sortants : mâchefers, fumées, REFIOM et rejets liquides. Il faut bien noter que les concentrations indiquées ci-après sont issues d'une seule étude, réalisée sur une unité de co-incinération des boues testée sous deux conditions d'exploitation (incinération avec et sans boues).

TABLEAU 36

Concentrations (µg/kg) des PFAS dans les flux sortants issues de l'étude suédoise de Björklund et al. [133] sur 1 unité de co-incinération des boues

Concentrations moyennes				
Type de flux sortant	MÂCHEFERS Cendre sous chaudière (en µg/kg)	FUMÉES épurées (en ng/m ³)	REFIOM Mélange cendre sous filtre + cendre sous chaudière + boues issues de traitement des eaux des fumées (en µg/kg)	REJETS LIQUIDES Eaux de process traitées (en µg/l)
Nombre d'échantillons	3	3	3	3
PFBA	1,3 (3 éch.)	2,6 (3 éch.)	1,1 (3 éch.)	0,011 (3 éch.)
PFPeA	< LQ	< LQ	< LQ	0,0036 (3 éch.)
PFHxA	< LQ	1,1 (3 éch.)	0,11 (1 éch.)	0,154 (3 éch.)
PFHpA	< LQ	0,14 (2 éch.)	< LQ	0,0053 (3 éch.)
PFOA	< LQ	0,54 (3 éch.)	< LQ	0,0056 (3 éch.)
PFDA	< LQ	0,18 (3 éch.)	< LQ	0,0013 (3 éch.)
PFBS	< LQ	0,14 (3 éch.)	< LQ	< LQ
PFOS	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ

Ainsi, dans cette étude :

- la somme des PFAS analysés est environ 6 fois plus élevée dans les mâchefers issus de la co-incinération des boues de STEU que dans les mâchefers issus de l'incinération des OMR seules (cf. Tableau 31 et Tableau 36).
- En ce qui concerne les REFIOM, deux PFAS sont quantifiés lors de la co-incinération des boues (cf. Tableau 36) tandis qu'aucun n'est quantifié lors de l'incinération des OMR.
- Les concentrations moyennes de la somme des PFAS analysés dans les fumées épurées sont très proches : 4,7 ng/m³ en co-incinération et 4,6 ng/m³ en incinération (cf. Tableau 33 et Tableau 36).
- La concentration totale en 8 PFAS a doublé dans les eaux de process avec l'ajout de boues en entrée d'incinérateur dans cette étude : 0,0074 ng/L en incinération OMR (cf. Tableau 35) et 0,0181 en co-incinération (cf. Tableau 36).

Le traitement des fumées et le traitement de l'eau interne semblent capter une partie des PFAS quand les déchets sont enrichis en boues, mais là encore à des niveaux modestes comparés à certains autres travaux cités.

7.4.2.2 Incinérateurs de déchets dangereux

Les travaux de Gehrmann [130] montrent qu'un taux d'abattement fluoré supérieur à 99,99 % est atteint dès 860 °C avec un temps de séjour de 2 secondes et que l'élévation de la température à 1095 °C pour un même temps de séjour n'améliore pas significativement ce rendement global. Dans la même logique, Schlipf et al. [137] indiquent que les données disponibles convergent vers une minéralisation complète ou quasi-complète des fluoropolymères en incinération de déchets dangereux, avec des émissions de PFAS très faibles et une efficacité de destruction pouvant dépasser 99,999 %.

Toutefois, il convient de souligner que les **données disponibles spécifiques aux incinérateurs de déchets dangereux restent encore limitées**, ce qui restreint le niveau de robustesse des conclusions. Comme le souligne l'Ineris [113], si les températures atteintes dans ces installations (1 100–1 300 °C) se situent dans une **plage favorable à une destruction quasi complète des PFAS, il n'est pas possible de garantir sys-tématiquement une minéralisation totale en conditions réelles d'exploitation**.

Une campagne de mesure est en cours en France. Elle est imposée par l'AM du 31/10/2024, relatif à l'analyse des PFAS dans les émissions atmosphériques des installations d'incinération, de co-incinération et d'autres traitements thermiques (cf.3.2.4). Elle consiste en l'analyse de 49 PFAS.

Les résultats partiels de cette campagne ont été téléchargés le 27/02/2026 depuis les sites des DREAL puis exploités afin d'identifier les PFAS quantifiés dans l'air à l'émission des incinérateurs de déchets dangereux. À cette date, 11 incinérateurs mutualisés de DD avaient renseigné des résultats exploitables²². Les incinérateurs de déchets dangereux internes des ICPE, qui peuvent avoir des spécificités difficiles à intégrer dans le cadre de de cette étude, ont été écartés.

Conformément à la norme XP X43-126 relative au prélèvement et à l'analyse de 49 composés PFAS, pour chaque substance PFAS, le résultat de la mesure est donné sous forme d'une fourchette de concentrations (concentrations minimale et maximale), la concentration réelle étant comprise entre ces deux concentrations :

- La borne inférieure (C min) est obtenue en considérant que les fractions échantillonnées inférieures à la limite de quantification (LQ) sont égales à 0,
- Tandis que la borne supérieure (C max) est obtenue en considérant que les fractions échantillonnées inférieures à la limite de quantification sont égales à la limite de quantification.

²² Pour rappel, la mesure de 49 PFAS lors d'une campagne de prélèvement est imposée par l'AM. Le délai pour réaliser la campagne est échelonné selon l'activité et la taille de l'installation entre le 31/10/2025 et le 30/04/2028.

Dans ce rapport, nous avons choisi de ne présenter que les valeurs correspondant aux C min :

- Pour les résultats inférieurs à la LQ, C min est égale à 0,
- Pour les résultats supérieurs à la LQ, il est possible de calculer la C min minimum, la C min moyenne et la C min maximum obtenues lors des mesures.

Le Tableau 37 présente les résultats pour les PFAS quantifiés au moins une fois lors de ces mesures. La fréquence de quantification (FQ) représente le nombre de fois où la substance a été quantifiée sur le nombre de fois qu'elle a été analysée.

TABEAU 37

Résultats > LQ pour la campagne de mesure réalisée dans le cadre de l'AM du 30/10/2024 sur 11 incinérateurs mutualisés de DD français (1 campagne par installation) (Source : DREAL)

PFAS quantifiés	Nombre de quantification	FQ	Pour les données > à la LQ (en ng/Nm ³ sec à O ₂ réf)		
			Moyenne des Cmin	Minimum des C min	Maximum des C min
N-MeFOSE	4	19 %	3,97	3,50	4,28
6:2 FTS	10	48 %	3,82	0,16	7,20
N-EtFOSE	4	19 %	3,53	1,50	5,60
HFPO-DA	2	10 %	2,70	0,60	4,80
PFHxA	13	62 %	1,49	0,13	8,97
10:2 FTS	5	24 %	0,81	0,30	2,10
PFOSA	1	5 %	0,64	0,64	0,64
PFBA	8	38 %	0,49	0,10	1,75
PFPeA	6	29 %	0,47	0,10	1,88
8:2 FTS	5	24 %	0,42	0,20	0,64
PFOA	11	52 %	0,40	0,04	1,40
PFNA	3	14 %	0,36	0,30	0,42
PFHpA	5	24 %	0,35	0,10	1,05
PFDA	2	10 %	0,25	0,20	0,29
PFHxS	3	14 %	0,16	0,10	0,19
PFTTrDA	4	19 %	0,15	0,07	0,21
PFOS	6	29 %	0,14	0,04	0,26
PFUnA	3	14 %	0,13	0,07	0,21

Sur les 11 incinérateurs mutualisés de déchets dangereux étudiés, parmi les substances ciblées par l'AM, analysées 21 fois (sauf PFECHS, 20 fois) :

- 30 n'ont jamais été quantifiées,
- 16 ont été quantifiés moins de 10 fois (/21),
- 3 ont été quantifiées 10 fois ou plus (/21). Il s'agit du PFHxA (FQ = 62 %), du PFOA (FQ = 52 %) et du 6:2 FTS (FQ = 48 %),
- Aucune n'a été quantifiée systématiquement.

Les C min moyennes les plus élevées sont trouvées pour le N-MeFOSE et le 6:2 FTS.

Par ailleurs, des observations environnementales réalisées sur 1 incinérateur de déchets dangereux situés dans l'Ohio (États-Unis) (Martin et al., 2023) mettent en évidence la présence de PFAS dans les sols à proximité d'incinérateurs de déchets dangereux, avec notamment du PFOS identifié dans 97 % des échantillons à des concentrations comprises entre 51 et 1 300 ng/kg, ainsi que la présence de com-posés tels que le GenX dans près de la moitié des échantillons, suggérant l'existence de transferts environnementaux malgré les faibles niveaux d'émission.

7.4.2.3. Co-incinération de déchets en cimenterie

En cimenterie, la co-incinération s'effectue dans un procédé continu à très haute température : la zone de clinkérisation²³ atteint environ 1 450 °C, avec des gaz restant à des niveaux élevés sur des temps de séjour longs dans un environnement fortement oxydant et turbulent, ce qui est favorable à la dégradation thermique des PFAS.

Ces conditions se distinguent des incinérateurs classiques par la présence d'une matrice minérale cal-cique et alcaline (farine crue/clinker) susceptible de fixer une partie du fluor formé, notamment sous formes minérales stables, en limitant la production de résidus solides dédiés comme des cendres.

Pour les enjeux PFAS, cela fait des cimenteries des procédés potentiellement performants pour les composés les plus concentrés, à condition que les paramètres de combustion soient bien maîtrisés sur l'ensemble de la ligne de procédé.

En revanche, des **incertitudes subsistent sur la minéralisation complète** de toutes les familles de PFAS, en particulier les plus stables ou les sousproduits de combustion incomplète, ce qui justifie un suivi spécifique des émissions atmosphériques dans les installations de co-incinération

Dans le cadre de la campagne de mesure imposée par l'AM du 31/10/2024 précédemment évoquée, 4 cimenteries avaient renseigné des résultats exploitables²⁴. Le Tableau 38 présente les résultats pour les PFAS quantifiés au moins une fois lors de ces mesures

²³ Ensemble des réactions physico-chimiques à hautes températures conduisant à la formation du clinker, constituant principal hydraulique des ciments courants.

²⁴ Pour rappel, la mesure de 49 PFAS lors d'une campagne de prélèvement est imposée par l'AM. Le délai pour réaliser la campagne est échelonné selon l'activité et la taille de l'installation entre le 31/10/2025 et le 30/04/2028.

TABLEAU 38

Résultats > LQ pour la campagne de mesure réalisée dans le cadre de l'AM du 30/10/2024 sur 4 cimenteries (1 campagne par installation) (Source : DREAL)

PFAS quantifiés	Nombre de quantification	Pour les données > à la LQ (en ng/Nm ³ sec à O ₂ réf)		
		Moyenne des Cmin	Minimum des C min	Maximum des C min
6:2 FTS	1	3,3	3,3	3,3
PFHxA	1	2,3	2,3	2,3
N-MeFOSE	1	1,9	1,9	1,9
PFDA	1	0,3	0,3	0,3
PFOA	1	0,3	0,3	0,3
N-EtFOSE	1	0,2	0,2	0,2
PFBA	1	0,2	0,2	0,2
PFBS	1	0,2	0,2	0,2
PFPeA	1	0,1	0,1	0,1

Note : une des cimenteries a indiqué des Résultats > LQ alors que Cmin =0, nous avons donc écarté ces résultats du tableau ci-dessus.

Sur les quatre cimenteries étudiées, parmi les substances ciblées par l'AM (analysées quatre fois) :

- 40 n'ont jamais été quantifiées,
- 9 ont été quantifiées une fois (/4).

Les C min moyennes les plus élevées sont trouvées pour le 6:2 FTS, le PFHxA et le N-MeFOSE.

7.5. STOCKAGE

7.5.1. Installation de stockage de déchets inertes (ISDI)

Les ISDI sont des ICPE destinées à accueillir exclusivement des déchets inertes, c'est-à-dire des déchets qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante. Il s'agit principalement de déchets minéraux issus du secteur du BTP (terres excavées, bétons, briques, tuiles, etc.).

En raison de leur caractère inerte, ces installations présentent une conception simplifiée par rapport aux installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) ou dangereux (ISDD). Elles ne comportent généralement pas de dispositif d'étanchéité de fond ni de système de collecte des lixiviats ou du biogaz, ceux-ci n'étant pas requis compte tenu du faible potentiel polluant des déchets admis, sous réserve du respect des critères d'acceptation. L'exploitation repose ainsi principalement sur le contrôle strict des déchets admis, la gestion des eaux de ruissellement et l'intégration paysagère du site.

Les apports de PFAS dans les ISDI peuvent provenir des déchets de construction minéraux, des déblais de tunneliers, des gravats potentiellement contaminés liés à des situations accidentelles de type incendie [138].

Des études sur des installations de stockage de déchets de construction et démolition (CDD) aux États-Unis montrent d'ailleurs que ces installations peuvent accueillir, en pratique, des déchets plus variés (bois, plastiques, papiers, moquettes, etc.), ce qui élargit le spectre potentiel des apports en PFAS par rapport au périmètre strict des ISDI françaises [139].

Au sein de ces installations, le devenir des PFAS est principalement gouverné par des processus hydriques. La percolation de l'eau à travers les déchets constitue le mécanisme dominant de mobilisation, les PFAS migrant préférentiellement vers la phase aqueuse en raison d'une adsorption limitée sur les matrices minérales. Cette faible rétention est particulièrement marquée pour les PFAS à chaîne courte, qui présentent une mobilité élevée et sont donc plus susceptibles d'être transférés vers les lixiviats et, in fine, vers les eaux souterraines. Par ailleurs, la formation de PFAS à chaîne courte à partir de précurseurs est évoquée comme un processus possible, bien que peu documenté dans le contexte spécifique des ISDI [138].

Les conditions physico-chimiques propres aux déchets de construction et démolition — notamment un pH élevé, une forte présence de sulfates et une activité biologique faible — influencent également ces dynamiques. Ces caractéristiques sont associées à des communautés microbiennes dominées par des bactéries sulfato-réductrices, ce qui pourrait expliquer des profils de PFAS différents de ceux observés en ISDND [105].

D'après une étude menée aux États-Unis sur des installations de stockage de type Construction et Démo-lition Débris (CDD) [139], parmi les rejets et résidus, **les PFAS se retrouvent majoritairement dans les lixiviats d'installation**. Pour rappel, ce type d'installation aux États-Unis accueille des déchets plus variés que les ISDI en France.

26 PFAS ont été évalués dans cette étude : 18 PFAA (11 PFCA, 7 PFSA) et 8 de leurs précurseurs. Les concentrations médianes identifiées sont de l'ordre de 6 200 ng/L pour la somme de ces 26 PFAS, avec une contribution notable de 7 PFCA à chaînes courtes (36 %) et des précurseurs de PFAA (25 %). Les fractions des autres groupes de PFAS dans ces lixiviats étaient généralement inférieures à 20 %, à l'exception de 5 PFSA à longue chaîne (23 %). La concentration médiane de $\Sigma_{\text{PFOA} + \text{PFOS}}$ dans les lixiviats a été évaluée à 980 ng/L.

Dans cette étude, les PFAS sont également identifiés, dans une moindre mesure, dans les **condensats de gaz** (1 200 ng/L en moyenne pour Σ_{26} PFAS et 210 ng/L en moyenne pour $\Sigma\text{PFOA} + \text{PFOS}$), bien que les volumes associés restent très faibles par rapport aux lixiviats (<1 %). Dans les condensats de gaz de puits CDD, les composés dominants sont surtout les chaînes courtes PFCAs : 41 % de Σ_{26} PFAS.

Concernant la phase gazeuse, les données expérimentales sont quasi inexistantes ; toutefois, la présence probable de composés volatils (ex. FTOH) dans les déchets CDD suggère un **transfert possible via le biogaz**. Tolaymat et al. [105] indiquent que la faible activité biologique dans ces installations pourrait conduire à une biodégradation plus lente des PFAS volatils et de leurs précurseurs, favorisant leur persistance et augmentant leur potentiel de volatilisation. Toutefois, cet effet serait probablement compensé par les volumes faibles de biogaz produits dans ce type d'installations de stockage. Ces hypothèses restent néanmoins à confirmer, les auteurs soulignant l'absence de données expérimentales permettant de valider ces mécanismes.

7.5.2. Installation de stockage de déchets dangereux (ISDD)

Le principe d'aménagement d'un casier de stockage de déchets dangereux (ISDD) est similaire dans son approche à celui d'une ISDND décrit dans le paragraphe suivant avec des dispositifs de sécurité renforcés.

Il existe à date peu de données disponibles sur les ISDD. Toutefois et en cohérence avec la nature des déchets entrants (i.e. dangereux), les lixiviats de ces installations présentent des concentrations en PFAS nettement plus élevées que celles observées dans les autres types d'installations. Aux États-Unis, des concentrations comprises entre 570 et 377 000 ng/L ont été mesurées sur plusieurs sites, avec des moyennes pouvant atteindre 68 000 ng/L [105], [140].

Pour Tolaymat et al., **les composés dominants incluent notamment le PFHxS et le PFHxA**, avec des concentrations moyennes de l'ordre de 12 000 ng/L chacun, ainsi que le **PFBS** (6 500 ng/L), le **PFOA** (4 900 ng/L) et le **PFOS** (4 100 ng/L) [105].

À titre de comparaison, d'après Ramadan et al. [140], les lixiviats d'ISDND présentent des concentrations plus faibles, avec par exemple des composés dominants comme le 5:3 FTCA à environ 3 500 ng/L pour des installations acceptant essentiellement les déchets municipaux ou le PFHxS à environ 2 200 ng/L pour celles accueillant plutôt les déchets de construction.

Plus globalement, bien que les données restent encore limitées dans la bibliographie scientifique, les éléments disponibles convergent vers l'idée que **les ISDD constituent des sources particulièrement concentrées en PFAS**, en lien avec la nature des déchets stockés.

7.5.3. Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND)

Les ISDND sont constituées de plusieurs casiers hydrauliquement étanches destinés à stocker de manière sécurisée les déchets ultimes non dangereux, à savoir les déchets qui ne peuvent plus faire l'objet d'une valorisation dans les conditions techniques ou économiques du moment.

L'étanchéité est assurée par l'utilisation d'une géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD), garantissant la meilleure imperméabilité du site et la non-pollution du milieu. En plus des géomembranes, les casiers sont équipés d'un système de drainage des eaux en contact avec les déchets (lixiviats) et des gaz produits par les déchets (biogaz). Toutes ces couches forment une barrière de protection dite « active ». Une étanchéité dite « passive » constituée de matériaux naturels (argiles) protège sur le long terme le sous-sol et les eaux souterraines.

En phase de post-exploitation, une couverture végétalisée mise en place à la fin de l'exploitation d'un casier permet de limiter les infiltrations et gérer les eaux pluviales sans contact avec les déchets.

Le système de drainage permet de récupérer les lixiviats issus de la percolation des eaux au travers du massif de déchet, en fond de casier. Ces lixiviats doivent être collectés et traités de manière à prévenir toute pollution des milieux. Conformément à l'article 11 de l'arrêté du 15/02/2016 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux, pour les installations nouvelles, le traitement des lixiviats s'inscrit dans une hiérarchie :

- Traitement au sein du périmètre de l'installation génératrice de lixiviats,
- Traitement dans une installation implantée dans une ISDND autorisée,
- Uniquement en cas de défaillances ponctuelles des traitements prévus aux deux points précédents : traitement dans une installation autorisée à recevoir ce type d'effluents.

De même des puits de captage permettent de collecter le biogaz issu de la dégradation anaérobie des déchets à travers un réseau de canalisation en PEHD. Le méthane capté est traité pour être valorisé en moteur de cogénération (production d'électricité et/ou de chaleur), ou épuré en biogaz injectable sur le réseau de gaz de ville, ou transformé en BioGNV (Bio Gaz naturel véhicule) par exemple. À défaut, il est brûlé à l'aide d'une torchère. Une épuration du biogaz peut être requise en amont de la torchère

7.5.3.1. Déchets entrants dans les ISDND & Contamination potentielle par les PFAS

La répartition des déchets collectés sur les ISDND, inspirée de l'enquête « Traitement » de l'ADEME publiée en 2024 [118]²⁵, est présentée dans le Tableau 39 selon leur nature. Leur potentielle contamination en PFAS est rappelée.

La nature des flux de déchets majoritaires entrants en ISDND sont globalement similaires à ceux orientés vers les UVE, notamment en ce qui concerne les OMR, les DAE et les résidus de traitement, qui en sont les principales composantes. En l'absence de données spécifiques supplémentaires sur les concentrations en PFAS propres aux flux stockés, il est donc pertinent de se référer aux ordres de grandeur présentés dans la partie 7.4.1.1 pour ces différentes catégories de déchets. Ces valeurs constituent en effet une base cohérente pour appréhender les flux de PFAS entrants en ISDND.

²⁵ Il faut noter que l'enquête « Traitement » de l'ADEME ne considère que les ISDND accueillant des DMA et exclut toutes les ISDND exclusivement réservées aux DAE, qui sont nombreuses en France.

TABLEAU 39

Description des entrants sur les ISDND et de leur potentielle contamination par les PFAS

Répartition des déchets entrants sur les ISDND inspirée par l'étude « Traitement » de l'ADEME (2024)		Contamination potentielle par les PFAS ? *	Données indicatives de flux/concentration en PFAS disponibles dans la bibliographie*
Nature des déchets	Type de déchets		
Résidus de traitement	Très peu de données spécifiques à ce flux de déchet en termes de PFAS. Une attention particulière doit être portée sur les flux concernés par une filière REP.		
OMR	Biodéchets, Résiduels, Emballages, Papiers, Textiles, Electroménagers, etc.		Données rares et hétérogènes. <i>Valeurs indicatives (3 jeux de données) :</i> - MSW américains : 4,1 à 20 µg/kg ; - Concentration totale extractible dans les déchets ménagers : 50 µg/kg. PFAS majoritaires : Profil diffus ; présence fréquente de fluorotélomères et précurseurs issus des produits de consommation, avec contribution possible de PFOA, PFOS, PFBS, PFHxA, FTOH selon les sous-fractions. <i>Mise en garde sur ces données :</i> - Matrice OMR fortement hétérogène - Composition variable selon les territoires et les erreurs de tri - Différences importantes de méthodologie, protocoles de prélèvement et d'analyse, de listes de PFAS étudiés, etc.
Déchets des activités économiques (DAE)	Seuls les DAE dits « assimilés » sont considérés, c'est-à-dire des déchets, par leur nature et leur quantité, comparables aux déchets ménagers et effectivement pris en charge par le SPGD		Données très rares - Matrice fortement hétérogène - Caractéristiques des DAE assimilés proches de celles des OMR. - Quelques spécificités dues à des activités particulières (soin, nettoyage, etc.) susceptibles d'être des sources atypiques et ponctuelles - Composition variable selon les territoires et les activités
Encombrants	Dans l'enquête Traitement de l'ADEME (2024), les Encombrants correspondent à un flux de déchets volumineux collectés soit en déchèterie, soit en porte-à-porte. La loi n'établit pas de liste des encombrants, mais en pratique il s'agit notamment des éléments suivants : Meubles (table, chaise, armoire...), Matelas et sommiers, etc. Ne sont pas pris en compte les déchets verts, les déblais et gravats, les véhicules à moteur...		Données rares Catégorie très hétérogène Valeurs indicatives (3 jeux de données) : - Métaux (1 étude) : 2,2 µg/kg (PFAS lixiviables) dans la catégorie métaux du gisement municipal étudié contenant également des emballages ferreux et non ferreux ; - Bois (1 étude) : $\sum_{15}$ PFAA = 5 µg/kg (Panneaux OSB)

TABLEAU 39

Suite

Répartition des déchets entrants sur les ISDND inspirée par l'étude « Traitement » de l'ADEME (2024)		Contamination potentielle par les PFAS? *	Données indicatives de flux/concentration en PFAS disponibles dans la bibliographie*
Nature des déchets	Type de déchets		
Encombrants	Ce sont des déchets avec des grosses différences de composition. Le MODECOM 2024 rapporte la composition moyenne du Tout-Venant collecté sur le territoire de la campagne d'analyse suivante : - Part très importante de PMCB (inertes, plâtre...), - Plastiques (plastiques rigides, souples, emballages, Articles de Bricolage et Jardin (ABJ), d'éléments d'ameublement (EA)...); - Bois (bois B, panneau de fibres de densité moyenne, EA...), - Textiles (Textiles, Linges de maison, Chaussures (TLC), textiles d'ameublement et de maroquinerie...) - Fraction fine < 20 mm, comportant généralement une part importante d'éléments minéraux /		PFAS majoritaires : Métaux : 6:2 FTS ; fluoropolymères (ex : PTFE)
Déblais et gravats	Les déblais et gravats sont des fractions inertes, souvent issus de chantier de démolition. Il peut s'agir essentiellement de : bétons, tuiles céramiques, briques, déchets de verre, pierres, terres et granulats non		Données rares Valeurs indicatives (1 étude) : 8,9 µg/kg (PFAS lixiviables) Usages recensés nombreux et hétérogènes mais données quantitatives limitées.
Autres	non pris en compte dans l'étude		

* Pour plus de détail, se reporter à la partie 6 « Source des PFAS dans les déchets » du présent rapport.

7.5.3.2. Mécanismes présents

De manière générale les casiers jouent un rôle de réservoir tampon pour les PFAS avec des mécanismes de transformation et de répartition entre les différentes phases du massif. Ils proviennent de l'accumulation du flux de PFAS contenu dans les déchets entrants, qui peut ensuite [105] :

- être transféré vers les différentes phases liquides (lixiviats) et/ ou gazeuse (biogaz),
- rester adsorbé sur les déchets ou sur les médias filtrants en amont des unités de valorisation de biogaz,
- ou bien encore, interagir avec les dispositifs tels que les géomembranes et les systèmes de collecte des lixiviats et du gaz.

Dans ce cadre, le massif de déchets se comporte comme un système de stockage dynamique : une part importante des PFAS peut y être retenue sur le long terme, tandis qu'une fraction est progressivement mobilisée vers les différentes voies de sortie. Les études de bilan de masse montrent ainsi que les émissions peuvent se répartir entre lixiviats et biogaz dans des proportions comparables selon les contextes, traduisant un relargage étalé dans le temps [141].

Les mécanismes de recombinaison et de relargage différé rendent particulièrement complexe le suivi de ces flux.

Les travaux disponibles indiquent que ces mécanismes sont multi factoriels et dépendent à la fois [139], [142] :

- De la nature, biodégradabilité et âge des déchets,
- De l'infiltration des précipitations, humidité du massif,
- Des conditions à l'intérieur du massif (pH, potentiel redox, température...),
- Des conditions d'exploitation (compactage, collecte du gaz, recirculation de lixiviat).

Plusieurs études mettent en évidence **une transformation des précurseurs de PFAA en PFAA terminaux au sein du massif de déchets**²⁶. En effet, des fractions plus faibles de précurseurs PFAA et des fractions plus élevées de PFCA à chaîne courte dans les eaux pluviales et souterraines ont été observées. **La biodégradation** permettant la transformation des précurseurs (ex : diPAP, FTS) en PFAA terminaux (ex : PFCA) est favorisée par le **temps de résidence des déchets** et les **environnements anaérobies** tels que les ISDND. Les lixiviats issus de déchets plus anciens contiennent d'ailleurs moins de précurseurs PFAA que ceux provenant de déchets récents [139].

Des intermédiaires de dégradation peuvent également être retrouvés (ex : FTCA) [138] [144].

Les conditions redox évolutives du massif de déchets influencent également les mécanismes de transformation. En phase initiale, des conditions aérobies peuvent subsister en raison de la présence d'oxygène dans les vides du déchet, et ces conditions contribuent à la transformation des précurseurs vers des PFAS terminaux, notamment vers des composés à chaîne plus courte, avec une augmentation observée de certains PFCA courts tels que PFPeA et PFHxA. Sous conditions anaérobies et méthanogènes, caractéristiques des ISDND en phase stabilisée, les transformations sont également documentées, bien que moins étudiées. Les lixiviats anciennement collectés apparaissent plus marqués par ces transformations que ceux issus de déchets fraîchement collectés. Comme énoncé, des

²⁶ Il existe des schémas de dégradation pour quelques PFAS permettant d'identifier les précurseurs et leurs produits de transformation. Cependant, le nombre de molécules existantes et le nombre de transformation possible selon les conditions ne permet pas d'avoir un catalogue exhaustif, à notre connaissance. L'annexe 1, présentant la classification des PFAS de l'ITRC selon Buck et al. (2011) [1] donne des indications concernant les familles de PFAS pouvant être précurseurs et les familles liées à leur dégradation. Par exemple, les acides polyfluoroalkyl éthers (ex : ADONA) sont des précurseurs potentiels des PFCA sur ce document. Par ailleurs, le rapport de l'Ineris intitulé « Identification des principales voies d'exposition aux PFAS » publié en 2025 [143] détaille la classification de l'ITRC et présente un paragraphe sur la transformation des PFAS. Enfin, l'Annexe XV du dossier de restriction PFAS à l'étude par l'ECHA [121] contient de nombreux exemples de transformation de PFAS et des informations sur les modes de dégradation.

intermédiaires tels que les FTCA sont fréquemment observés, et une accumulation de certains composés comme le PFOA a été mise en évidence sur des périodes expérimentales prolongées, traduisant une **transformation lente des précurseurs** [105].

En complément des processus biologiques, des **mécanismes abiotiques** peuvent intervenir, notamment **l'oxydation, la photolyse et la dégradation thermique**. Les FTOH peuvent se volatiliser aux températures typiques des ISDND (35–55 °C), puis être transformés dans l'atmosphère en PFCA avant dépôt sur les sols ou les eaux de surface. Toutefois, les températures atteintes en ISDND sont évidemment insuffisantes pour conduire à une minéralisation ou une défluoration complète des PFAS [105].

À noter que des études [139], [142] montrent que l'infiltration des précipitations est positivement corrélée à la production de lixiviat et donc, au relargage des PFAS, la mise en place d'une couverture limite cette infiltration et permet de réduire ces flux. Par ailleurs, l'évolution du pH au cours de la phase méthanogène, liée à la dégradation de la matière organique et à la diminution des acides gras volatils, peut entraîner une déprotonation des surfaces des déchets, réduire leur capacité de sorption des PFAS et conduire à une augmentation des concentrations dans les lixiviats.

Ainsi, les PFAS demeurent globalement confinés dans le casier, mais peuvent être relargués de manière différée et progressive, principalement via les lixiviats et, dans une moindre mesure, via le biogaz et ses condensats. Les principaux points de vigilance concernent donc le traitement des lixiviats, la gestion des condensats et des eaux pluviales et le traitement du biogaz.

7.5.3.3. PFAS dans les résidus et rejets des ISDND

Comme énoncé précédemment, les flux sortant de PFAS se retrouvent dans les rejets des phases liquide et gazeuse. Ce paragraphe présente une synthèse des données sur ces types de flux.

7.5.3.3.1. Lixiviats

Le Tableau 40 présente des données de concentration en PFAS dans les lixiviats d'ISDND issues de la bibliographie. Seules les données quantifiées sont présentées dans ce tableau. L'absence de valeur peut correspondre à :

- Une non-quantification du PFAS,
- Un PFAS non analysé dans cet article.

Cette information peut être disponible dans la référence citée.

TABLEAU 40

Données bibliographiques de concentration en PFAS en µg/L dans les lixiviats d'installations de stockage de déchets non dangereux

Pays	Suisse	Autriche	États-Unis				Australie	Chine	Allemagne	Canada	États-Unis
Type de lixiviat	bruts	bruts	bruts				bruts	bruts	bruts	bruts	Principalement bruts
Références	[138]		[139]	[126]	[145]	[105]	[146], [105]	[140], [105]	[140]	[142]	[140]
PFBA	0,001 – 23	0,08 – 3			2,82 ± 0,082						
PFPeA	0,001 – 4,6	0,02 – 2			2,215 ± 0,101						
PFHxA	0,001 – 7,5	0,045 – 5,6		Max : 2,4							
PFHpA	0,001 – 4,7	0,03 – 1,5									
PFOA	0,001 – 16,2	0,36 – 5		1,1	2,281 ± 0,013						
PFNA	0,001 – 0,712	0,002 – 0,08									
PFDA	0,001 – 0,673	0,0025 – 0,2									
PFUnDA	0,001 – 0,087										
PFDODA	0,001 – 0,123										
PFTTrDA	0,002 – 0,002										
PFBS	0,001 – 10	0,085 – 1,8					21,2				
PFPeS	0,001 – 3,88										
PFHxS	0,0017 – 9,22	0,02 – 0,55		Max : 1,9							
PFHpS	0,001 – 1,04	0,001 – 0,007									
PFOS	0,001 – 18,3	0,019 – 0,84		0,1							
PFNS	0,006 – 0,006										
PFDS	0,002 – 0,096	0,0004 – 0,02									
(P)FOSA											
MeFOSA	0,003 – 0,003				0,23						
MeFOSAA	0,005 – 0,146										
EtFOSA	0,004 – 0,004										
EtFOSAA	0,003 – 1,81				1,597 ± 0,004						

TABLEAU 40

Suite

Pays	Suisse	Autriche	États-Unis				Australie	Chine	Allemagne	Canada	États-Unis
Type de lixiviat	bruts	bruts	bruts				bruts	bruts	bruts	bruts	Principalement bruts
Références	[138]		[139]	[126]	[145]	[105]	[146], [105]	[140], [105]	[140]	[142]	[140]
4:2 FTS	0,0075 – 0,0075				1,932 ± 0,009						
6:2 FTS	0,001 – 0,34										
8:2 FTS	0,002 – 0,056										
6:2 FTCA				0,92							
5:3 FTCA					1,64 ± 0,021	Moy : 3,5					
Capstone B	0,02 – 1,7										
HPFHpA	0,005 – 0,005										
ΣPFOA + PFOS			1,3								
ΣPFAS										0,027 – 21,3	
Σ ₉ PFAS							0,21 – 46 ; Moy : 6,1				
Σ ₁₁ PFAS						15 – 18 ; Moy : 17,2					
Σ ₄₀ PFAS					40,942						
Σ ₂₆ PFAS			10								0,27 – 30,5*
Σ ₅₁ PFAS				9,7							
Σ ₁₃ PFAS – 3 sites											1,112 – 16,252
Σ ₁₄ PFAS – 5 sites								7,28 – 292			
Σ ₄₃ PFAS – 22 sites									0,031 – 12,819		
Σ ₂₈ PFAS – 19 sites											0,23 – 29
Σ ₂₅ PFAS						1,4 – 125 ; moy : 24,3					
Σ ₇₀ PFAS						2 – 29 ; Moy : 12,2					
Σ ₅₇ PFAS								3,04 – 109 ; Moy : 42,9			
Σ ₁₁ PFAS								1,8 – 43 ; Moy : 14,2			

* L'article dit explicitement que la concentration médiane en Σ26 PFAS était :

270–30 500 ng/L pour les lixiviats des casiers de plus de 30ans des 78 ISDND, recevant des déchets municipaux, 12 900 ng/L pour les lixiviats de 15 ISDND. La nature des déchets reçus sur ces sites n'est pas détaillée.

Les lixiviats d'ISDND constituent un compartiment majeur de présence et de transfert des substances PFAS. Les concentrations moyennes en Σ PFAS rapportées dans la bibliographie dans les **lixiviats bruts** présentent une variabilité importante, pouvant s'étendre d'environ **1 à 100 000 ng/L** [144]. Toutefois, des étapes de traitement interviennent en aval de leur collecte en fond de casier. Plusieurs études évaluent l'efficacité des modes de traitement des lixiviats sur les PFAS mais elles ne font pas l'objet de la présente étude.

Des études ont estimé les flux de PFAS dans les lixiviats. Par exemple, environ 87 kg/an en Allemagne (2010) et 3 110 kg/an en Chine (2015) pourraient être rejetés. Mais les données restent très variables. Deux études menées aux États-Unis indiquent l'une des rejets jusqu'à 11 kg/an et l'autre à environ 600 kg/an (basée sur 18 ISDND) [141], [142], [144]. Cette variabilité peut s'expliquer notamment par les hypo-thèses prises, le nombre de PFAS pris en compte, etc.

Liu et al. [126] ont étudié les caractéristiques de lixiviats américains. Ils sont **dominés par les PFAA**, qui représentent par exemple 86 % de Σ_{51} PFAS en concentration massique médiane, avec une répartition typique de **57 % de PFCA et 29 % de PFSA**, tandis que les **précurseurs ne représentent qu'environ 14 %**. Cette différence est expliquée dans l'étude par la transformation des précurseurs en composés terminaux au cours de l'enfouissement. De plus, les composés à **chaîne courte (C4–C7)** constituent la majorité des PFAA observés dans les lixiviats américains, en raison de leur plus grande mobilité et de leur moindre affinité pour la phase solide [147], [145]. Des composés comme le PFHxA ou le PFBS sont fréquemment quantifiés, ce dernier pouvant être quasi systématiquement présent [144].

Selon Chen et al. [139], les concentrations en PFAS sont les plus élevées dans les lixiviats d'installations de stockage recevant des déchets municipaux, intermédiaires dans ceux des installations recevant des déchets de construction et démolition, et les plus faibles, dans les lixiviats de casiers recevant des cendres d'incinération d'OMR. Les auteurs montrent que la répartition des familles de PFAS peut être différente selon le type de déchets stockés :

- dans les lixiviats de déchets municipaux : 39 % de précurseurs PFAA et 31 % de PFCA à chaîne courte ;
- dans les lixiviats de casiers de déchets de construction et démolition : les PFSA à chaîne longue peuvent également représenter une fraction notable (jusqu'à 23 %).

Par ailleurs, des corrélations ont été observées entre l'âge des déchets et la présence de certaines familles de composés, notamment la somme PFOA + PFOS ainsi que les PFSA à chaîne longue. En revanche, les concentrations en PFAS dans les lixiviats ne présentent pas de différence significative selon l'âge des déchets : médiane de Σ_{26} PFAS = 6 900 (déchets récents), 7 600 (déchets d'âge moyen) et 8 900 ng/L (déchets anciens).

Mais les lixiviats issus de casiers en exploitation présentent des concentrations significativement plus élevées que ceux issus de casiers ne recevant plus de déchets au moment de l'échantillonnage (déjà fermé ou en cours de préparation à la fermeture) : 10 000 ng/L contre 3 800 ng/L en médiane [139].

Les conditions environnementales influencent également les concentrations observées dans les lixiviats. **Les précipitations peuvent influencer également les concentrations observées dans les lixiviats** [105], [139].

Les concentrations mesurées dans les lixiviats sont globalement du **même ordre de grandeur entre différents pays européens**, généralement comprises entre des **valeurs inférieures à la limite de quantification et quelques $\mu\text{g/L}$** , avec toutefois certaines valeurs plus élevées pour des composés spécifiques. Les profils de contamination montrent également une fréquence élevée de quantification de plusieurs composés, notamment **PFOA, PFOS, PFDA, PFPeS, PFHpS et 6:2 FTS**, avec des niveaux particulièrement élevés observés dans certains types d'ISDND en Suisse [138].

Enfin, les lixiviats américains sont identifiés comme une source substantielle de PFAS du fait de l'accumulation progressive de déchets contenant ces substances dans les ISDND, et de leur relargage au cours du temps [147].

Dans le cadre de la présente étude, des analyses dans les lixiviats bruts de 15 ISDND françaises ont été communiquées par OVIVE, acteur majeur du secteur (cf. Tableau 41). Ce jeu de données, collecté dans le cadre de leur exploitation, apporte un premier éclairage sur les niveaux de PFAS observés en conditions réelles d'exploitation. Il a vocation à être mis en perspective et, le cas échéant, complété par des synthèses à plus large échelle (régionales ou nationales) afin d'enrichir l'analyse globale.

TABLEAU 41

Résultats des prélèvements effectués sur les lixiviats bruts de 15 ISDND (Source : OVIVE)

Abréviation paramètre	nb d'ISDND mesurées	nb total de prélèvement	nb non quantifié	nb quantifié	FQ (%) nb Q / nb analyse	Pour données >LQ (ng/L)		
						Cmin	Cmax	Cmoy
6:2 FTS	1	9	0	9	100 %	670	63000	27630
PFBS	15	26	0	26	100 %	1600	36000	8716
PFPeA	15	26	0	26	100 %	320	10000	2997
PFHpA	15	26	1	25	96 %	150	4100	1054
PFHxA	15	26	1	25	96 %	880	16000	4492
PFBA	15	26	2	24	92 %	470	8400	3028
PFOA	15	26	2	24	92 %	82	5800	1343
PFOS	15	26	3	23	88 %	65	4100	433
5:3 FTCA	1	8	1	7	88 %	600	1220	906
N-methyl PFOSA	1	8	1	7	88 %	30	51	39
PFHxS	15	26	4	22	85 %	62	2370	381
PFNA	15	26	6	20	77 %	17	210	62
PFPeS	15	26	7	19	73 %	22	5033	342
PFDA	15	26	9	17	65 %	12,1	280	82
N-ethyl PFOSA	1	8	3	5	63 %	24	45	35
4:2 FTS	1	9	4	5	56 %	23	43	33
PFOSA	1	8	6	2	25 %	22,9	23,9	23
PFHpS	15	26	21	5	19 %	10,2	220	67
10:2 FTS	1	8	7	1	13 %	3100	3100	3100
8:2 FTS	1	8	7	1	13 %	22	22	22
PFDODA ; PFDaA	15	26	23	3	12 %	0,6	30	11,5
8:2 FTOH ; FOET	8	9	8	1	11 %	130	130	130

TABLEAU 41

Suite

Abréviation paramètre	nb d'ISDND mesurées	nb total de prélèvement	nb non quantifié	nb quantifié	FQ (%) nb Q / nb analyse	Pour données >LQ (ng/L)		
						Cmin	Cmax	Cmoy
PFDS	15	26	25	1	4 %	1	1	1
PFUnDA ; PFUnA	15	26	25	1	4 %	3	3	3
6:2 FTOH ; FHET	8	9	9	0	0 %	-	-	-
C604	8	9	9	0	0 %	-	-	-
DONA ; ADONA	8	9	9	0	0 %	-	-	-
EtFOSA	1	8	8	0	0 %	-	-	-
EtPFOSE	1	8	8	0	0 %	-	-	-
HFPO-DA (Gen X)	8	9	9	0	0 %	-	-	-
MeFOSA	1	8	8	0	0 %	-	-	-
MePFOSE	1	8	8	0	0 %	-	-	-
PFD _o DS	15	26	26	0	0 %	-	-	-
PFHxDA	8	9	9	0	0 %	-	-	-
PFNS	15	26	26	0	0 %			
PFODA	8	9	9	0	0 %			
PFTeA ; PFTeDA	9	17	17	0	0 %			
PFT _r DA ; PFT _r A	15	26	26	0	0 %			
PFT _r DS	15	26	26	0	0 %			
PFUnDS	15	26	26	0	0 %			

Nb = nombre ; FQ = Fréquence de quantification ; Q = Quantification ; LQ = Limite de quantification ; Cmin = Concentration minimum ; Cmax = Concentration maximum ; Cmoy = Concentration moyenne

Sur ce jeu de données français, le 6:2 FTS apparaît être le composé avec une concentration moyenne largement supérieure aux autres PFAS. Ce composé est retrouvé à 100 % dans l'analyse de l'ISDND en question. Cependant, ce résultat ne permet pas de généraliser.

Le PFBS est quantifié dans 100 % des échantillons sur les 15 installations, comme le PFPeA, ayant lui des concentrations avoisinant les 3 000 ng/L, environ 3 fois plus faible que le PFBS. Les PFAS à chaîne courte sont donc largement présents.

D'autres composés restent fréquents (FQ ≈ 88-96 %) mais moins dominants en concentration : PFHpA, PFOA, PFBA, PFOS, 5:3 FTCA... La présence de composés comme le 5:3 FTCA ou le 6:2 FTS indique une dégradation de polymères fluorés dans le massif de déchets. Enfin, une grande partie des PFAS recherchés sont peu voire jamais quantifiés (FQ ≤ 20 % voire 0 %), essentiellement les longues chaînes.

Ces analyses sont en phase avec les données bibliographiques concernant les lixiviats d'ISDND.

7.5.3.3.2. Effluents liquides

Le Tableau 42 présente des données de concentration issues de la bibliographie pour les effluents liquides des ISDND, autres que les lixiviats.

TABLEAU 42

Données bibliographiques de concentration en PFAS en µg/L dans les effluents liquides

Concentrations moyennes					
Type d'effluents liquides	Eaux pluviales collectées	Condensat de gaz	Condensat de puits de gaz ISDND classique	Condensat de source mixte avec lixiviat	Condensat de torchère
Références	[139]				
Pays	Floride – États-Unis				
ΣPFOA + PFOS	0,065	Cméd: 0,41	Cmoy : 3		
Σ ₂₆ PFAS	0,47	Cméd : 7	Cmoy : 22	Cmoy: 18	Cmoy : 14

Sur la base de ces résultats, les concentrations en PFAS mesurées dans les eaux pluviales issues des ISDND semblent globalement inférieures à celles observées dans les lixiviats et les condensats de gaz.

Dans les **eaux pluviales** collectées, une majorité des concentrations (71 %) est inférieure aux limites de détection ou de quantification pour les PFAS analysés. Les concentrations mesurées restent néanmoins significatives, avec des médianes de Σ₂₆PFAS de 990 ng/L en entrée de bassin de rétention et 590 ng/L en sortie. Pour la somme PFOA + PFOS, les médianes sont de 210 ng/L en entrée et 110 ng/L en sortie, sans différence statistiquement significative.

Dans cette étude, la composition des PFAS dans les eaux pluviales est dominée par les **PFCA à chaîne courte**, qui représentent environ 68 % de Σ₂₆PFAS, tandis que les précurseurs de PFAA ne représentent qu'environ 1,6 %.

Concernant le **condensat de gaz**, bien qu'il s'agisse d'un effluent liquide, les concentrations en PFAS mesurées sont du même ordre de grandeur que celles des lixiviats et nettement supérieures à celles des eaux pluviales [139]. L'analyse de 21 échantillons issus de différents points d'un réseau de captage (puits de gaz de déchets municipaux et de déchets de construction, torchères, sources mixtes) montrent que les précurseurs de PFAA sont dominants, représentant environ 51 % de Σ₂₆PFAS [139]. Des concentrations moyennes de l'ordre de 12 200 ng/L pour Σ₂₆PFAS (plage : 199–80 900 ng/L) et de 19 000 ng/L pour Σ₅₃PFAS (plage : 3 000–50 000 ng/L) sont également rapportées dans la bibliographie [105].

Le volume de condensat de gaz reste toutefois très faible par rapport à celui des lixiviats. À titre d'exemple, un débit de production de 0,025 L/s a été rapporté pour un site, soit moins de 1 % du volume de lixiviat associé [139].

Enfin, l'évaluation de dispositifs de séparation du condensat sur les réseaux de **biogaz** montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les concentrations en PFAS mesurées en amont et en aval de ces systèmes. Cette absence de différence est attribuée au fait que la majeure partie de l'humidité du gaz, et donc des PFAS associés à cette phase liquide, est déjà éliminée en amont au niveau des puisards de condensation répartis dans le champ de captage [147].

7.5.3.3.3. Biogaz d'ISDND

Le Tableau 43 présente des données de concentration issues de la bibliographie pour le biogaz des ISDND. Seules les données quantifiées sont présentées dans ce tableau. L'absence de valeur peut correspondre à :

- Une non-quantification du PFAS
- Un PFAS non analysé dans cet article

Cette information peut être disponible dans la référence citée

TABLEAU 43

Données bibliographiques de concentration en PFAS en µg/L dans les effluents liquides

Concentration (ng/m ³)			
	Biogaz		
Références	[141]	[105]	
Pays	États-Unis (17 États américains – 30 ISDND)	Ontario Ancienne ISDND (acceptant déchets industriels)	Ontario 3 ISDND actives (12 échantillons)
ΣPFAS	Médiane : 19 000 Moyenne : 47 300		4 600 et 14 000 (total des PFAS neutres par ISDND) Moyenne pondérée : 10 200
FTO	0 – 28 000 Médiane : 316		
Σ13 PFAS		4,1 – 18,7	

Les études disponibles [105] [141] [121] montrent que les PFAS sont présents dans le biogaz, avec une dominance marquée des **composés neutres et volatils, en particulier les FTOH**. En effet, ils sont les plus susceptibles de passer en phase gazeuse par rapport aux PFAS ionisables [105], ce qui explique leur prépondérance dans le biogaz et plus largement dans l'air environnant des ISDND [121]. Les mesures disponibles indiquent ainsi que les FTOH sont présents dans le biogaz avec une médiane de 98 % de Σ PFAS et des contributions pouvant atteindre plus de 95 % pour les seuls 6:2 et 8:2 FTOH [141].

De la Cruz et al. [141] ont étudié les facteurs influençant les concentrations en PFAS dans le biogaz.

Celles-ci apparaissent notamment **liées au fonctionnement et aux caractéristiques des installations de stockage**. Elles sont plus élevées lorsque la teneur en méthane est importante, ce qui suggère un lien avec l'intensité de la décomposition des déchets. De même, les concentrations les plus élevées sont observées dans des ISDND d'âge intermédiaire (30 à 60 ans), comparativement aux sites plus jeunes ou plus anciens.

Les conditions climatiques influencent également les niveaux mesurés. D'après les auteurs, les ces dernières pourraient influencer les niveaux mesurés. Les concentrations en PFAS dans le biogaz seraient plus faibles dans les climats humides que dans les climats modérés ou arides. Les concentrations médianes en Σ PFAS rapportées sont : $1,8 \times 10^4$ ng/m³ en climat humide, $4,3 \times 10^4$ ng/m³ en climat modéré et $8,9 \times 10^4$ ng/m³ en climat aride. Les analyses montrent par ailleurs une diversité de composés, avec jusqu'à 28 PFAS identifiés parmi 42 recherchés, et entre 4 et 9 composés par échantillon. Malgré cette diversité, la signature reste fortement dominée par les FTOH, notamment le 6:2 FTOH (fraction majoritaire, médiane 50 %) et le 8:2 FTOH (médiane 13,6 %).

Une estimation à l'échelle nationale des émissions de PFAS volatils via le biogaz non collecté a été réalisée dans cette étude. Elles sont estimées à environ 836 kg/an aux États-Unis, avec une incertitude importante. Ces flux sont du même ordre de grandeur que ceux estimés pour les lixiviats (~600 kg/an) dans cette étude. Plusieurs scénarios montrent que ces émissions peuvent varier fortement selon les hypothèses de destruction (torchère, moteurs) et de taux d'émissions diffuses.

Dans ce contexte, le recours à un étage d'adsorption sur charbon actif en amont d'une unité de valorisation ou d'une torchère peut être regardé comme une option technique potentielle pour réduire une partie de la charge en composés les plus adsorbables, **même si les connaissances disponibles demeurent encore limitées** quant à son efficacité en conditions d'exploitation réelles sur biogaz d'installations de stockage de déchets (les travaux portent essentiellement sur les matrices lixiviats, eaux et condensats de biogaz).

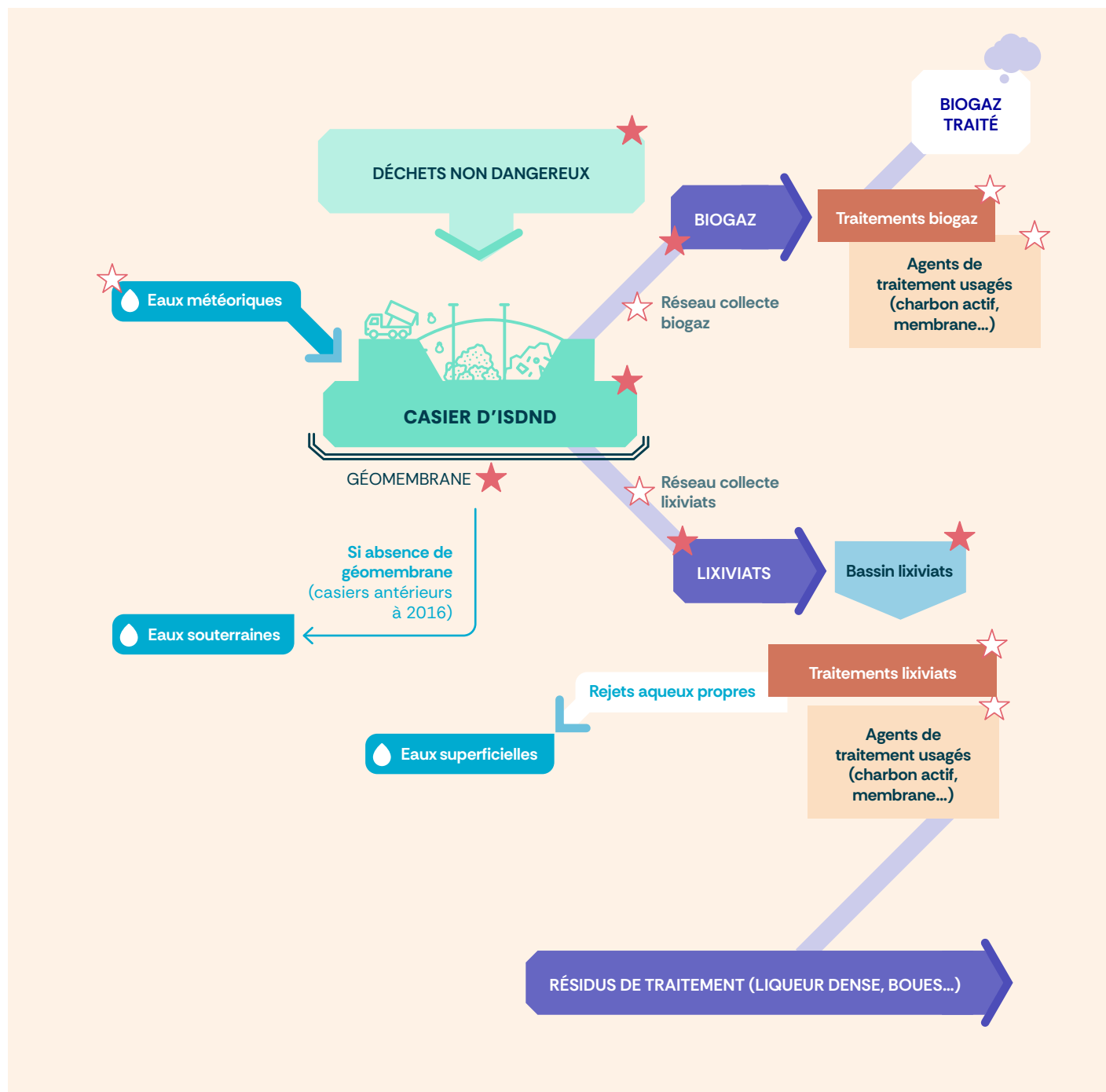
En l'état actuel des connaissances, cette solution doit donc être considérée avec prudence et comme une mesure complémentaire de maîtrise, dont la pertinence dépendrait notamment de la composition effective du biogaz, des conditions de fonctionnement et des performances attendues vis-à-vis des composés ciblés. Il convient enfin de souligner qu'une telle approche conduit à un transfert des PFAS vers le média adsorbant, ce qui implique de prévoir des modalités de gestion adaptées pour le charbon actif en fin d'usage (de type régénération thermique par exemple

7.5.3.4. Synthèse

7.5.3.4.1. Schéma

FIGURE 16

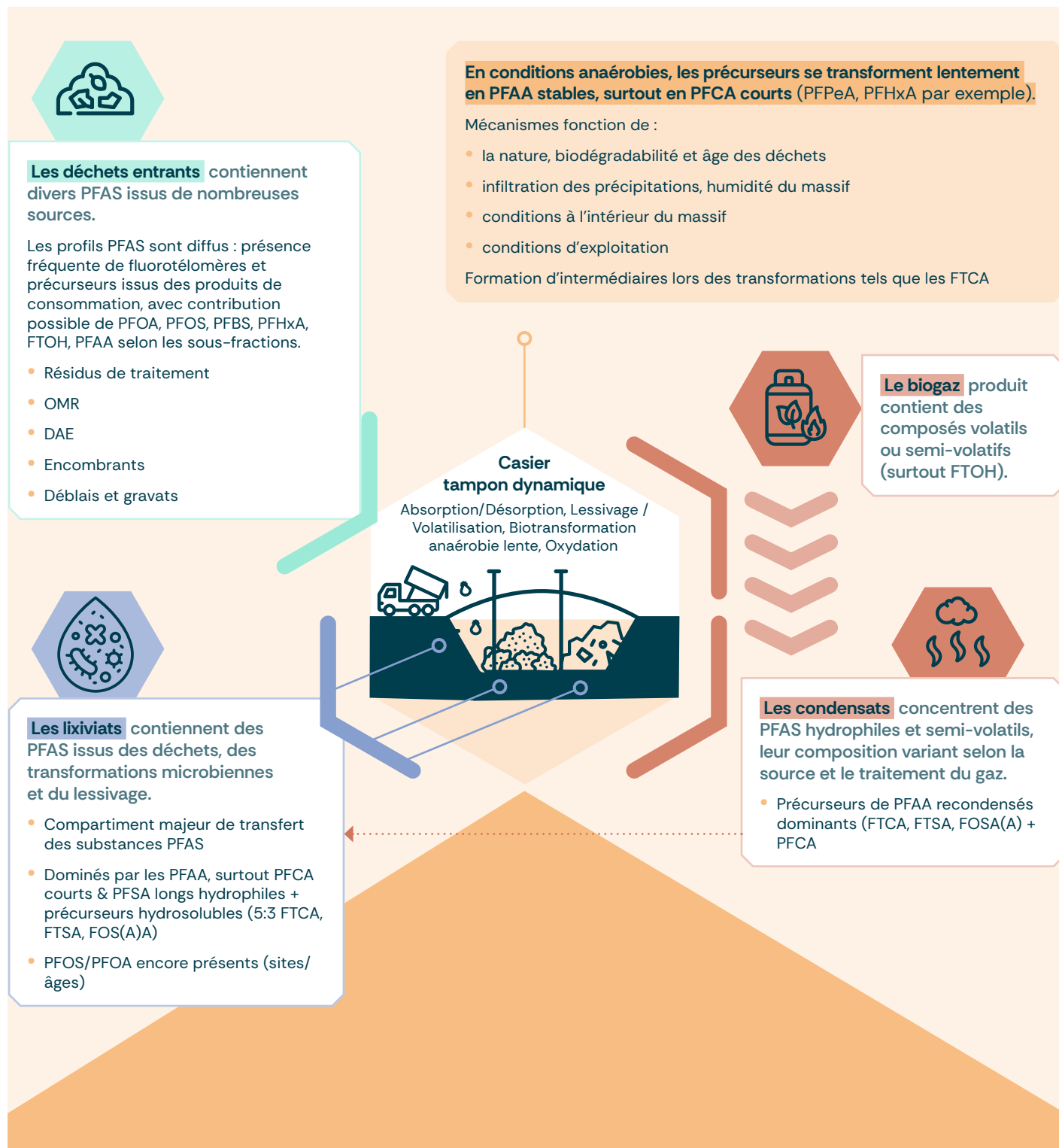
Cartographie des flux principaux pour l'enfouissement des déchets en ISDND



7.5.3.4.2. À retenir

FIGURE 17

Schéma de synthèse du devenir des PFAS dans les installations de stockage (ISDND)



7.6. CONTAMINATIONS PFAS PAR LES MATÉRIAUX CONSTRUCTIFS, LES RÉACTIFS, LES EAUX ET LES ÉQUIPEMENTS DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT

Au-delà du flux principal de PFAS apporté par les déchets entrants, les installations de traitement peuvent être soumises à des contaminations croisées susceptibles d'altérer la lecture des bilans matière. Cette problématique est d'autant plus importante que les PFAS sont aujourd'hui largement distribués dans l'environnement, dans les matériaux et dans de nombreux équipements techniques, ce qui implique qu'un site peut présenter un bruit de fond indépendant des déchets traités stricto sensu.

Une première source potentielle de contamination croisée concerne les eaux utilisées sur site, qu'il s'agisse des eaux de pluie, des eaux superficielles ou des eaux souterraines mobilisées pour les besoins du process, du lavage, de l'humidification ou de la gestion des poussières. L'utilisation de ces eaux dans les procédés peut introduire un signal PFAS de fond qui ne résulte pas directement des déchets entrants mais qui se retrouve néanmoins dans les effluents, les boues ou les eaux recyclées du site.

D'où l'importance de bien définir l'état initial du site pour un suivi PFAS.

Une seconde famille de sources concerne les ouvrages, matériaux de construction et revêtements présents sur site. Bien évidemment ces sources de contamination ne sont absolument pas spécifiques au secteur des déchets mais doivent être prises en compte pour l'analyse des flux à l'échelle d'un site.

Les PFAS sont utilisés dans plusieurs catégories de produits de construction, notamment certains revêtements, peintures, imprégnations, mastics, adhésifs, matériaux de toiture ou membranes techniques. Par ailleurs, les bétons et enrobés exposés à des sources de PFAS peuvent constituer des sources secondaires durables par relargage progressif. Les dallages, chaussées internes, bassins, joints, membranes d'étanchéité, céramiques techniques ou autres éléments de revêtement peuvent contribuer à une contamination résiduelle ou diffuse qui se superpose à celle apportée par les déchets.

Des études menées sur des bétons contaminés (notamment dans des contextes industriels) montrent que les PFAS peuvent **s'adsorber dans le matériau puis être relargués dans le temps**, en fonction des conditions hydriques (pluie, ruissellement, cycles humide/sec). Bien que ces travaux portent majoritairement sur des contaminations par mousses anti-incendie, les mécanismes physico-chimiques mis en jeu (diffusion, adsorption/désorption) sont transposables à d'autres sources de PFAS.

Les équipements de manutention et de process constituent également des sources potentielles. Les usages industriels des PFAS incluent en effet de nombreuses applications telles que joints, garnitures, rubans PTFE, tuyauteries, raccords, pompes, vannes, tubings, connecteurs, filtres ou membranes. Ces usages ne signifient pas qu'un équipement relargue nécessairement des PFAS en fonctionnement courant, mais ils rendent plausible l'existence de contributions secondaires liées à l'usure, au vieillissement, aux remplacements de pièces ou au contact prolongé avec des effluents contaminés.

Le cas des géosynthétiques utilisés sur les sites de traitement et de stockage des déchets appelle une vigilance particulière. Elissar et al (2024) indique que certains géotextiles et géomembranes peuvent contenir des PFAS intrinsèques, en particulier des composés ultracourts, et ainsi constituer une source potentielle de bruit de fond. Ces matériaux peuvent également interagir avec des flux déjà contaminés (lixiviats) par des phénomènes de sorption/désorption, avec une efficacité de rétention plus marquée pour les PFAS à chaîne longue que pour les chaînes courtes. Enfin, certaines études suggèrent que l'exposition prolongée aux PFAS pourrait aussi affecter la durabilité de certains matériaux de confinement, notamment les géomembranes PEHD, en accélérant leur vieillissement. Les données demeurent toutefois encore partielles et ne permettent pas, à ce stade, de généraliser ces constats à l'ensemble des géosynthétiques utilisés dans les installations de traitement des déchets.

Enfin, il convient d'intégrer à cette réflexion les réactifs, consommables et médias de traitement susceptibles de concentrer, transférer ou relarguer des PFAS. C'est le cas, par exemple, des charbons actifs, résines, membranes d'osmose inverse, concentrats de nanofiltration, supports carbonés ou autres médias utilisés dans les filières de traitement des lixiviats, des effluents ou des fumées. Ces matériaux ne sont pas nécessairement des sources initiales de PFAS, mais ils deviennent des vecteurs secondaires dès lors qu'ils accumulent ces substances, qu'ils sont régénérés, recyclés, entreposés ou éliminés sans dispositif de gestion spécifique.

En pratique, la prise en compte des contaminations croisées impose donc de raisonner à l'échelle du site dans son ensemble : caractérisation des eaux d'appoint, inventaire des matériaux et revêtements, examen des équipements et géosynthétiques, suivi des médias de traitement et intégration de ces sources potentielles dans les plans d'échantillonnage. Cette approche est indispensable pour distinguer, autant que possible, ce qui relève des déchets entrants de ce qui procède du fonctionnement même de l'installation ou de son environnement immédiat.

8.

Rejets de PFAS par la filière Déchets – Résultats des campagnes de mesure sur les rejets aqueux des ICPE-A en France (2023-2025)

Comme évoqué à plusieurs reprises, les filières déchets ne constituent pas des sources primaires de PFAS au sens de leur mise sur le marché, mais elles peuvent générer ou relayer des rejets vers plusieurs compartiments à partir des substances déjà présentes dans les flux entrants. L'analyse des rejets doit donc porter à la fois sur les rejets directs des installations et sur les transferts vers les résidus, sous-produits et matières secondaires.

Trois grandes catégories de rejets peuvent être distinguées.

- Les rejets atmosphériques, en particulier pour les procédés thermiques et pour certaines opérations de traitement ou de manutention susceptibles de produire des émissions volatiles ou particulières.
- Les rejets aqueux, qui comprennent les effluents d'installations, les eaux de procédé, les lixiviats, les eaux de lavage, les concentrats de traitement et, plus largement, les transferts vers les systèmes d'assainissement.
- Les transferts vers les matrices solides de sortie, qu'il s'agisse de boues, cendres, mâchefers, poussières, refus, composts, digestats ou matières recyclées.

La caractérisation de ces rejets se heurte à plusieurs difficultés : forte variabilité des matrices, listes analytiques restreintes, absence de standardisation complète des méthodes, représentativité des échantillons, distinction difficile entre substances ciblées, précurseurs et formes polymériques. Dans plusieurs cas, les données disponibles documentent davantage des signaux de présence ou des tendances de transfert que des bilans massiques complets. À ce stade les méthodes les plus robustes pour la caractérisation des PFAS concernent les matrices eaux.

L'enjeu opérationnel n'est donc pas uniquement de mesurer les rejets, mais aussi de comprendre à quelles étapes ils se produisent, sous quelles formes, avec quelles marges d'incertitude, et dans quelle mesure ils peuvent être réduits ou déplacés vers d'autres compartiments. Cette approche est indispensable pour éviter une lecture partielle des performances des filières.

Les principaux résultats de la campagne nationale réglementaire dans les rejets aqueux sur les ICPE-A avec un focus sur le secteur déchet est présenté dans le paragraphe suivant.

Il conviendra de consolider cette approche avec l'intégration des résultats des campagnes nationales de suivi à réaliser sur les autres matrices (air, solides).

8.1. PÉRIMÈTRE

Les résultats des campagnes de mesure effectuées dans le cadre de l'arrêté ministériel du 20 juin 2023 relatif à la surveillance des PFAS dans les rejets aqueux des ICPE-A ont été exploités par l'INERIS. Un rapport publié en octobre 2025 présente ce bilan qui concerne les résultats publiés jusqu'au 17 janvier 2025 [148].

Dans ce rapport, le secteur « Déchets » retenu pour ce bilan regroupe la collecte, le traitement et l'élimination des déchets mais aussi la récupération et la dépollution et autres services de gestion des déchets. C'est le secteur comportant le plus grand nombre d'établissement représentés (1 231) et le plus grand nombre d'analyses publiées (126 849 dont 24 514 quantifiées) parmi les 22 secteurs identifiés, devant l'industrie chimique (322 établissements) et la fabrication et réparation de produits métalliques (246 établissements).

Parmi les 1 231 établissements du secteur Déchets, 597 sont concernés par la directive IED.

8.2. FRÉQUENCE DE QUANTIFICATION

L'INERIS présente les fréquences de quantification (FQ) des analyses par substance pour le secteur d'activité Déchets, i.e. le nombre d'analyses avec au moins une quantification de la substance divisée par le nombre total d'analyse de ce secteur.

Le secteur Déchets a quantifié l'ensemble des 20 PFAS obligatoires dans l'AM, les 8 PFAS optionnels mais aussi 8 autres PFAS.

Le Tableau 44 présente les FQ pour le secteur Déchets, dans l'ordre décroissant des FQ par catégorie (Cat.).

TABLEAU 44

Fréquences de quantification des PFAS recherchés pour le Secteur Déchets

Cat.	Substance	FQ (%)	Nb étab*
20 PFAS obligatoires de l'AM	PFHxA (5978)	38,1	1168
	PFPeA (5979)	32,0	1165
	Sul PFOS (6561)	30,6	1159
	PFBA (5980)	27,1	1168
	PFOA (5347)	27,1	1166
	PFHpA (5977)	23,9	1166
	PFBS (6025)	23,2	1164
	PFHS (6830)	19,2	1118
	PFPeS (8738)	9,6	1158
	PFNA (6508)	8,7	1161
	PFDA (6509)	8,7	1162
	PFHpS (6542)	7,5	1159
	PFUnA (6510)	4,7	1155
	PFNS (8739)	4,6	1161
	PFDoDS (8741)	4,6	1151
	PFDS (6550)	4,5	1161
	PFTrDS (8742)	4,5	1119
	PFDoA (6507)	4,4	1150
	PFUnDS (8740)	4,4	1150
	PFTTrA (6549)	4,1	1121
8 PFAS optionnels de l'AM	6:2 FTOH (7997)	3,6	410
	8:2 FTOH (8000)	2,7	411
	C604 (8981)	2,6	395
	PFODA (8985)	2,2	419
	PFHxDA (8984)	2,0	418
	HFPO-DA (8982)	2,0	403
	DONA (8983)	1,8	409
	PFTeA (6547)	1,7	399

* Nb étab = Nombre d'établissement pour lesquels la substance a été recherchée

TABLEAU 44

Suite

Cat.	Substance	FQ (%)	Nb étab*
Autres PFAS 8 PFAS optionnels de l'AM	EtFOSAA (7988)	33,3	2
	MeFOSAA (7987)	33,3	2
	HPFHpA (9225)	25,0	2
	PFECHS (9180)	23,1	3
	6:2 FTS (7893)	19,2	81
	EtFOSA (6662)	10,0	4
	NFDHA (9117)	8,3	4
	8:2 FTSA (7946)	5,9	5
	10:2 FTSA (9109)	0	6
	4:2 FTSA (7945)	0	7
	6:2 FTCA (7967)	0	1
	3:3 FTCA (9170)	0	3
	5:3 Acid (7951)	0	2
	6:2 CI-PFAES (9111)	0	2
	7:3 FTCA (9171)	0	3
	8:2 CI-PFAES (9110)	0	5
	8:2 FTUCA (7970)	0	2
	8:2diPAP (9112)	0	2
	FBSA/PFBSA (6049)	0	2
	H4PFUnA (9223)	0	2
	HFPO-TA (9203)	0	3
	EtFOSE (9200)	0	2
	N-MeFOSA (7089)	0	3
	N-MeFOSE (9210)	0	2
	OFPeA (8618)	0	2
	PFEESA (9181)	0	2
	PFHxSA (9129)	0	4
	PFMOBA (9182)	0	3
	PFMOPrA (9183)	0	3
	PFOSA (6548)	0	9
	TFA (8858)	0	1
	HFC-134a (9114)	0	1

Ce tableau montre que les PFAS obligatoires sont ceux qui sont le plus fréquemment quantifiés dans les rejets aqueux pris en compte. Parmi eux, 5 PFAS sont quantifiés plus de 25 % du temps sur les établissements qui les ont recherchés :

- PFHxA, PFPeA, PFBA : trois acides carboxyliques perfluorés à chaînes courtes,
- PFOA : un acide carboxylique perfluoré à chaîne longue,
- PFOS : un acide sulfonique perfluoré à chaîne longue.

Précision : parmi les 597 établissements relevant de la directive IED, 177 ont quantifié au moins une fois du PFOA dans leurs effluents et 243 du PFOS.

Les 8 PFAS optionnels ont été moins recherchés, mais sur les résultats obtenus, ils semblent quantifiés sur moins de 4 % des rejets analysés.

Parmi les autres PFAS analysés :

- le 6:2 FTS a été recherché par le plus grand nombre d'établissements (81, pour moins de 10 pour les autres PFAS). Il a été quantifié sur 19 % des analyses,
- 2 FASAA (EtFOSAA et MeFOSAA) et un acide carboxylique perfluoré à chaîne courte (HPFHFA) ont été quantifiés sur plus de 25 % des analyses mais sur seulement 2 établissements,
- 24 PFAS ont été recherchés par un petit nombre d'établissement (<9) mais n'ont jamais été quantifiés.

8.3. CONCENTRATIONS

Le secteur des Déchets fait partie des secteurs ayant le plus d'impact sur les concentrations moyennes pondérées (CMP) mesurées. Ce secteur a une CMP médiane et un percentile 75 de CMP parmi les plus forts, que l'on considère l'ensemble des PFAS quantifiés ou uniquement une catégorie (20 PFAS obligatoires, 8 PFAS optionnels ou PFAS supplémentaires). Des CMP maximum ont été identifiées sur le secteur Déchets.

Les résultats du secteur Déchets, ainsi que 7 autres, montrent une variabilité un peu plus importante des concentrations mesurées que pour les autres secteurs : plus de 8 PFAS (dont 5 PFAS obligatoires) montrent que 25 % des points de surveillance disposant de plusieurs campagnes de mesure ont un écart-type absolu supérieur à 0,1 µg/L.

L'annexe 13 du rapport de l'INERIS présente les concentrations moyennes pondérées par le volume (CMP) par classe de PFAS en fonction du secteur d'activité. Les résultats pour le secteur Déchets sont présentés dans le Tableau 45.

TABLEAU 45

Total des CMP quantifiées pour le secteur Déchets – Source : INERIS

	Nombre de PSV total avec analyses	Nombre de PSV avec une CMP calculée	Total des CMP quantifiées (en µg/L)						
			Min	P25	Médiane	Moyenne	P75	P95	Max
Total de tous les PFAS	1 647	783	0,001	0,208	0,646	7,8	2,1	13	1 902
Total des PFAS obligatoires	1 647	767	0,001	0,203	0,650	7,9	2,1	13	1 902
Total des PFAS optionnels	666	56	0,001	0,139	0,265	0,386	0,614	0,852	1,8
Total des autres PFAS	119	28	0,003	0,039	0,160	1,5	0,518	4,1	25

Le Tableau 46 et la Figure 18, issus du rapport de l'INERIS, présentent les résultats par PFAS pour le secteur Déchets.

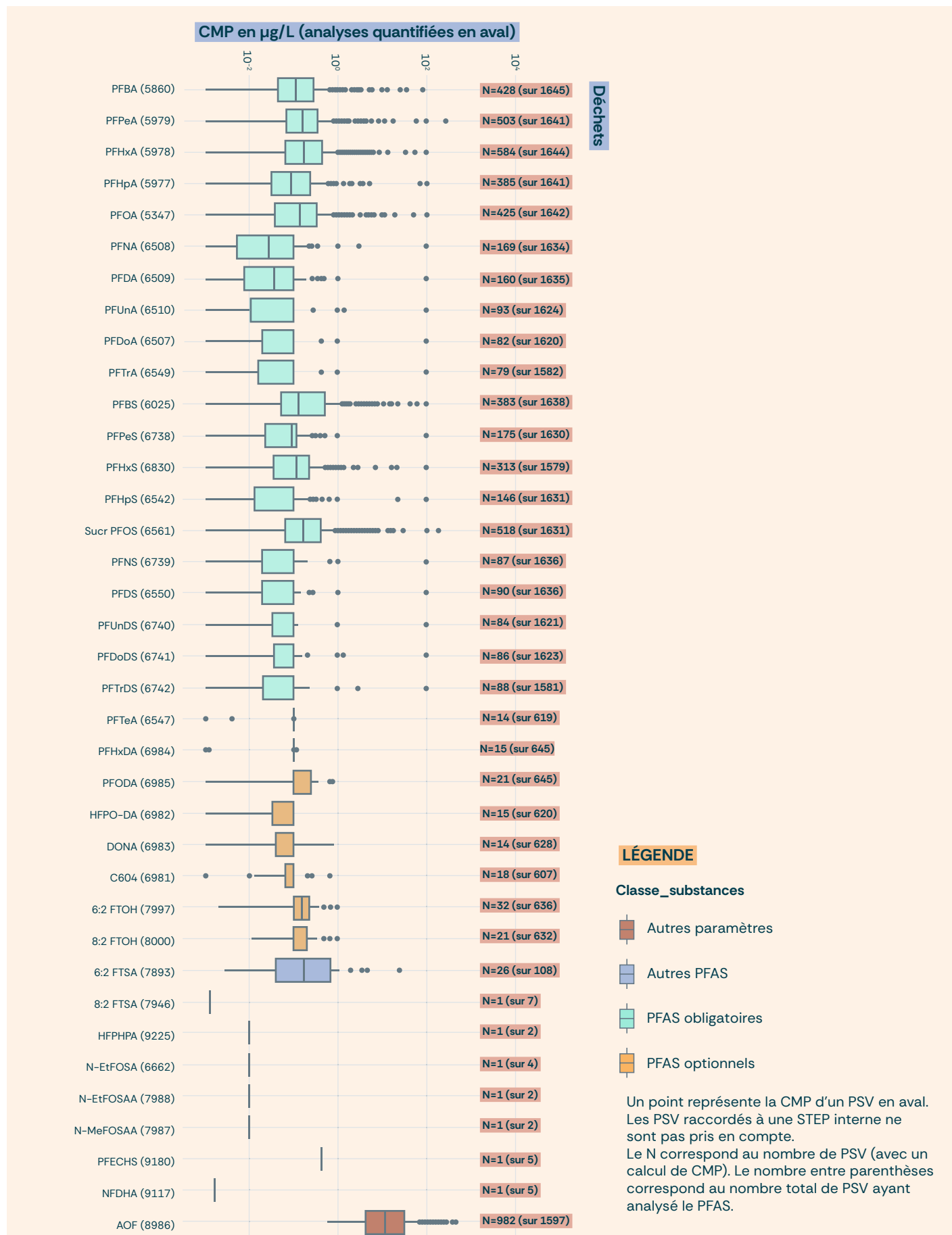
TABLEAU 46

Résultats de CMP en fonction du PFAS pour le secteur Déchets lors de la campagne de mesure liée à l'AM du 20/06/2023 – Source : INERIS

Paramètre (code SANDRE)	Nombre de PSV	Nombre d'établissements	CMP quantifiée (en µg/l)						
			Minimum	P25	Médiane	Moyenne	P75	P95	Maximum
PFBA (5980)	428	352	0,001	0,044	0,120	3,5	0,298	1,3	1 045
PFPeA (5979)	503	414	0,001	0,067	0,150	1,3	0,348	1,5	280
PFHxA (5978)	584	485	0,001	0,063	0,173	0,806	0,440	2,0	100
PFHpA (5977)	385	322	0,001	0,031	0,100	0,671	0,242	0,878	100
PFOA (5347)	425	351	0,001	0,038	0,130	0,815	0,330	1,5	100
PFNA (6508)	169	139	0,001	0,005	0,028	0,680	0,100	0,222	100
PFDA (6509)	160	134	0,001	0,007	0,035	0,716	0,100	0,455	100
PFUnA (6510)	93	76	0,001	0,011	0,100	1,2	0,100	0,562	100
PFDoA (6507)	82	66	0,001	0,020	0,100	1,3	0,100	0,425	100
PFTra (6549)	79	63	0,001	0,015	0,100	1,4	0,100	0,460	100
PFBS (6025)	383	327	0,001	0,049	0,130	1,7	0,518	6,3	100
PFPeS (8738)	175	155	0,001	0,022	0,100	0,689	0,120	0,409	100
PFHS (6830)	313	276	0,001	0,035	0,110	0,654	0,230	0,881	100
PFHpS (6542)	146	127	0,001	0,013	0,100	0,964	0,100	0,431	100
Sul PFOS (6561)	518	440	0,001	0,078	0,180	1,2	0,400	2,3	190
PFNS (8739)	87	71	0,001	0,020	0,100	1,3	0,100	0,522	100
PFDS (6550)	90	73	0,001	0,020	0,100	1,2	0,100	0,262	100
PFUnDS (8740)	84	67	0,001	0,033	0,100	1,3	0,100	0,129	100
PFDoDS (8741)	86	70	0,001	0,035	0,100	1,3	0,100	0,800	100
PFTrDS (8742)	88	74	0,001	0,020	0,100	1,3	0,100	0,727	100
PFTeA (6547)	14	11	0,001	0,100	0,100	0,087	0,100	0,102	0,107
PFHxDA (8984)	15	12	0,001	0,100	0,100	0,082	0,100	0,106	0,120
PFODA (8985)	21	19	0,001	0,100	0,100	0,189	0,250	0,630	0,750
HFPO-DA (8982)	15	12	0,001	0,033	0,100	0,072	0,100	0,100	0,100
DONA (8983)	14	11	0,001	0,038	0,100	0,074	0,100	0,100	0,100
604 (8981)	18	14	0,001	0,065	0,100	0,123	0,100	0,313	0,609
6:2 FTOH (7997)	32	26	0,002	0,100	0,172	0,212	0,229	0,590	0,940
8:2 FTOH (8000)	21	18	0,010	0,100	0,100	0,195	0,199	0,637	0,820
6:2 FTSA (7893)	26	24	0,003	0,039	0,160	1,6	0,679	4,1	25
8:2 FTSA (7946)	1	1	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
HPFHpA (9225)	1	1	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010
N-EtFOSA (6662)	1	1	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010
N-EtFOSAA (7988)	1	1	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010
NFDHA (9117)	1	1	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
N-MeFOSAA (7987)	1	1	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010
PFECHS (9180)	1	1	0,420	0,420	0,420	0,420	0,420	0,420	0,420
AOF (8986)	982	765	0,590	4,0	9,8	49	32	177	2 400

FIGURE 18

Résultats de CMP en fonction du PFAS pour le secteur Déchets lors de la campagne de mesure liée à l'AM du 20/06/2023 – Source : INERIS



La médiane des CMP quantifiées des PFAS obligatoires et optionnels pour les points d'émission aval des établissements du secteur « Déchets » est égale ou supérieure à celle des points de surveillance de tous les secteurs d'activités confondus, sauf pour PFNA et PFDA. Les percentiles 75 sont tous égaux ou supérieurs à ceux pour tous les secteurs d'activités confondus sauf pour le 6:2 FTOH. Ces résultats mettent en évidence la forte contribution de ce secteur.

Parmi les PFAS obligatoires, sept ont une médiane supérieure à la limite de quantification : PFBA, PFPeA, PFHxA, PFOA, PFBS, PFHS et PFOS. Les maximums des CMP quantifiées pour ces sept substances sont compris entre 100 µg/L et 1 045 µg/L, tandis que les percentiles 75 sont compris entre 0,230 et 0,518 µg/L.

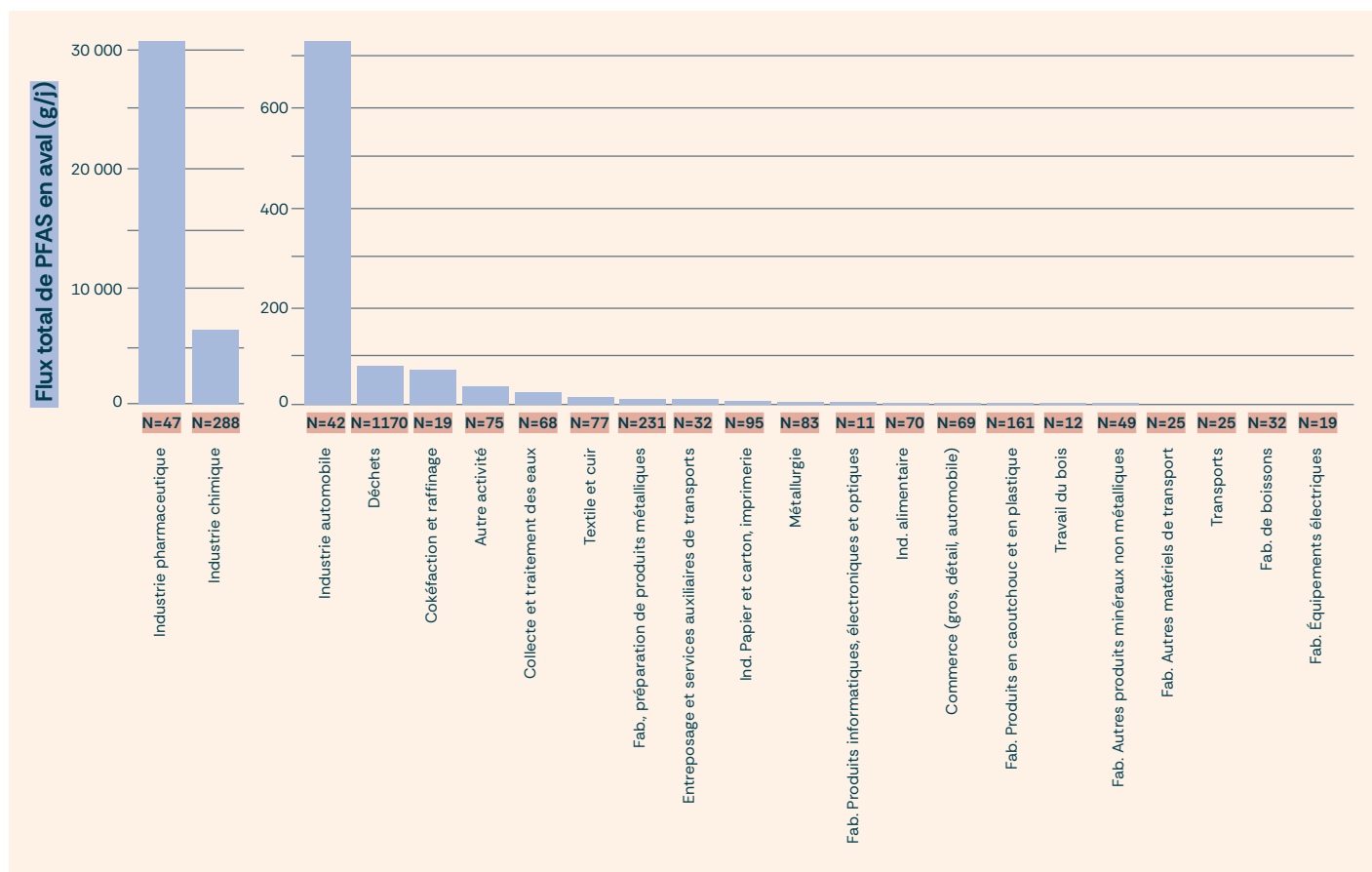
Concernant les PFAS optionnels, seul le 6:2 FTOH présente une médiane supérieure à la LQ.

La présence d'un seul autre PFAS, le 6:2 FTS a été quantifié à plusieurs reprises pour le secteur « Déchets » : sa médiane est de 0,160 µg/L, avec un percentile 75 de 4,1 µg/L et un maximum de 25 µg/L.

En complément de l'analyse précédente, le flux total de PFAS quantifiés a été calculé par secteur d'activité. La Figure 19 issu du rapport de l'INERIS montre que le secteur Déchets fait partie des secteurs les plus contributeurs en termes de flux de PFAS rejetés.

FIGURE 19

Flux total de PFAS par secteur d'activité – Source : INERIS



8.4. EXPLOITATION PAR TYPE D'ACTIVITÉ DÉCHETS

Afin d'apporter plus de précision dans le cadre de cette étude, nous avons exploité les résultats issus des campagnes de mesure, publiés sur les sites des DREAL. La complétude des données étant difficile à atteindre car les informations sont partielles, nous avons travaillé avec un jeu de données restreint mais plus fiable.

Ainsi, pour chaque code APE (nomenclature NAF2025 de l'INSEE) de l'activité Déchets, nous avons étudié les FQ et les concentrations pour les lixiviats bruts et les lixiviats traités.

Les tableaux sont présentés en Annexe II.

On peut tout d'abord noter qu'aucun PFAS n'a été quantifié sur les lixiviats traités des activités suivantes :

- Collecte des déchets dangereux (38.12Y) – 1 établissement
- Autre valorisation des déchets (38.23Y) – 1 établissement
- Autre élimination des déchets (38.33Y) – 1 établissement

Par ailleurs, concernant les lixiviats bruts :

- Pour l'activité NAF2025 « Collecte des déchets non dangereux » (38.11Y) : 31 substances ont été quantifiées. Les PFHxA, PFOA, PFOS, PFHpA et PFBS sont retrouvés le plus fréquemment. Les concentrations moyennes les plus importantes sont retrouvées pour le PFBS, PFOA et PFHxA.
- Pour l'activité NAF2025 « Collecte des déchets dangereux » (38.12Y) : 7 substances ont été quantifiées dont le PFBS, le PFHpA et le PFOA sur toutes les analyses.
- Pour l'activité NAF2025 « Collecte des déchets dangereux » (38.21Y) : 12 substances ont été quantifiées dont le PFHxA (100 %), le PFOA (100 %), le PFOS (100 %) et le PFBS (91 %) avec des FQ élevées. Les concentrations moyennes les plus importantes sont retrouvées pour le PFBS, PFOA et PFHxA.
- Pour l'activité NAF2025 « Valorisation énergétique » (38.22Y) : 9 substances ont été quantifiées dont 8 avec une FQ de 100 %. Les concentrations moyennes les plus élevées sont retrouvées pour le PFHxA et le PFOA.
- Pour l'activité NAF2025 « Mise en décharge ou stockage permanent » (38.32Y) : 13 substances ont été quantifiées dont 3 avec une FQ de 100 % (PFBS, PFHxA et PFPeA). Les concentrations moyennes les plus élevées sont retrouvées pour le PFBS, PFHxA et 6:2 FTOH.

Ainsi, les molécules les plus souvent quantifiées sont : PFBS, PFHxA, PFPeA, PFOA et PFHpA.

Concernant les rejets aqueux traités :

- Pour l'activité NAF2025 « Collecte des déchets non dangereux » (38.11Y) : 28 substances ont été quantifiées. Le PFBA et le PFBS sont retrouvés plus de 50 % des analyses. Les concentrations moyennes les plus importantes sont retrouvées pour le PFBS, PFBA et PFHxA.
- Pour l'activité NAF2025 « Collecte des déchets dangereux » (38.21Y) : 9 substances ont été quantifiées dont le PFHxA (40 %), le PFBA (51 %), le PFBS (36 %). Les concentrations moyennes sont relativement proches pour les 9 paramètres.
- Pour l'activité NAF2025 « Valorisation énergétique » (38.22Y) : 20 substances ont été quantifiées dont 1 avec une FQ de 100 % : le PFHxS, sur 3 établissements et 1 avec une FQ de 78 % : le PFHxA sur 9 établissements. Les concentrations moyennes les plus élevées sont retrouvées pour le PFBS, le PFHxA et le PFPeA.
- Pour l'activité NAF2025 « Mise en décharge ou stockage permanent » (38.32Y) : 12 substances ont été quantifiées avec des FQ < 40 %. Les plus fréquemment quantifiées sont : PFBS, PFHxA et PFPeA. Les concentrations moyennes les plus élevées sont retrouvées pour le PFBS et PFHxA.

Ainsi, les molécules les plus souvent quantifiées sont : PFBS, PFHxA, PFBA, PFHxS et PFPeA.

Les profils sont légèrement différents entre lixiviats bruts et traités.

9.

Conclusion

La gestion des PFAS dans les déchets ne peut être abordée comme une problématique strictement aval, centrée sur les seules installations de traitement. **La présence de PFAS dans les déchets résulte d'abord de leur incorporation dans les produits, matériaux et formulations mis sur le marché, avant leur transfert vers les gisements en fin de vie.**

Les filières déchets n'en sont donc ni la source première, ni une solution autonome ; elles constituent des maillons de transformation, de transfert, de concentration ou, dans certains cas, de réduction partielle de flux déjà présents dans les matrices entrantes. Les installations de traitement ne génèrent pas de PFAS par leur activité propre si les déchets admis n'en contiennent pas, et elles ne peuvent pas, à ce stade, être considérées comme des équipements spécifiquement conçus pour leur destruction.

Dans ce contexte, la première réponse efficace et durable réside dans la réduction des PFAS dans les produits mis sur le marché. C'est en effet la seule voie susceptible de diminuer de manière pérenne la présence de ces substances dans les déchets, puis dans les effluents, les résidus et les rejets des installations de traitement. La réduction à la source apparaît ainsi comme le levier principal pour limiter l'impact des PFAS sur les filières déchets et, plus largement, sur l'environnement. À cet égard, le développement d'outils de traçabilité produit constitue un levier structurant pour mieux identifier les familles de produits contributrices, distinguer les usages pour lesquels des substitutions sont envisageables de ceux pour lesquels elles demeurent limitées à court terme, et mieux orienter les flux en amont des installations.

Les connaissances sur les effets sanitaires et écotoxicologiques des PFAS restent encore très inégales selon les molécules, alors même que la famille considérée comprend plusieurs milliers de substances. Les travaux conduits par l'Anses, l'EFSA et d'autres organismes européens montrent que de nombreuses évaluations sont toujours en cours, tant pour améliorer la caractérisation des expositions que pour mieux comprendre les effets sur la santé humaine, les organismes vivants et les écosystèmes. Cette situation explique qu'il ne soit pas possible, à ce stade, de raisonner à partir d'une connaissance stabilisée et exhaustive de l'ensemble des PFAS, mais qu'il faille au contraire construire des cadres d'action évolutifs, adaptés à la progression rapide des connaissances scientifiques et réglementaires.

Pour les flux diffus résiduels de PFAS présents dans les déchets ménagers et assimilés, qui resteront en pratique difficiles à prévenir totalement à court terme, des réflexions pourraient être menées avec les différents acteurs à la mise en place de dispositifs de contrôle gradués en entrée des filières sous réserve de faisabilité technique. Ceux-ci pourraient s'appuyer sur des seuils d'alerte, définis selon les matrices et les filières, afin d'identifier les lots atypiques. Cette logique de contrôle en entrée devra être articulée avec un suivi en sortie des procédés. Une telle approche supposera de raisonner conjointement sur les déchets admis, les performances des procédés et les compartiments de sortie, afin d'éviter qu'un contrôle trop centré sur un seul maillon de la chaîne ne masque des transferts vers d'autres matrices.

Dans cette perspective, les enjeux diffèrent selon les filières de traitement et justifient une lecture différenciée :

- Le recyclage constitue une filière particulièrement sensible au regard des PFAS, car il ne conduit pas à leur destruction et peut contribuer à leur maintien dans les cycles matière. Lorsqu'ils ne sont pas identifiés, triés ou exclus, les PFAS présents dans les déchets peuvent être transférés dans les matières recyclées et réintroduits dans de nouveaux produits. L'enjeu principal du recyclage n'est donc pas seulement analytique ; il est aussi stratégique pour l'économie circulaire, puisqu'il interroge la compatibilité entre valorisation matière et non-élimination de substances persistantes.
- Le compostage ne constitue pas une filière d'élimination des PFAS. Les connaissances disponibles suggèrent que cette voie relève principalement d'une logique de transfert vers le compost ou vers d'autres compartiments, plutôt que d'une destruction significative. L'enjeu principal est donc d'évaluer dans quelle mesure les flux entrants, notamment lorsqu'ils contiennent des matériaux ou contaminants porteurs de PFAS, peuvent conduire à une présence résiduelle dans les composts ou dans les fractions rejetées, avec un risque de transfert vers les sols ou les eaux et de réduire ces flux en amont. L'enjeu à court terme vise à sécuriser au maximum les approvisionnements pour éviter une contamination du compost en sortie.
- La méthanisation soulève des enjeux proches de ceux du compostage, avec une interrogation particulière sur la répartition des PFAS entre les différentes phases du procédé et sur leur présence éventuelle dans les digestats ou dans les eaux associées. En l'absence de mécanisme de destruction démontré pour l'ensemble des familles de PFAS, la méthanisation doit être considérée comme une filière où le principal enjeu réside dans la redistribution des substances au sein du procédé et dans le devenir des sorties.
- L'incinération apparaît, à l'état actuel des connaissances, comme la filière présentant le plus fort potentiel de réduction des PFAS. Ce potentiel dépend étroitement des conditions de fonctionnement, notamment de la température, du temps de séjour, de l'apport en oxygène, de la conception des installations et des performances des systèmes de traitement des fumées et effluents. Un travail doit être mené sur l'identification et la réduction du flux de PFAS dans les rejets atmosphériques des UVE, notamment via la campagne prévue dans l'AM du 31/10/2024, mais également dans les sous-produits comme les mâchefers.
- Le stockage doit être regardé comme une filière de transfert différé potentiel plutôt que d'élimination des PFAS. Il ne permet pas leur destruction et pose principalement la question des lixiviats et du biogaz qui subissent déjà un traitement / épuration. L'intégrité du confinement des casiers constitue la meilleure sécurité au regard de la dispersion des PFAS, le suivi des émissions doit permettre de s'assurer de l'absence d'impact. L'enjeu principal du stockage réside donc dans la maîtrise des émissions secondaires.

Face à ces constats, la gestion des PFAS dans les déchets doit être pensée comme une démarche progressive, conduite au regard des connaissances disponibles, encore partielles et évolutives. En l'état actuel, il n'est pas pertinent de définir une liste unique et figée de PFAS applicable indistinctement à toutes les matrices et à tous les procédés. Une approche graduée apparaît plus adaptée, reposant sur un socle commun de substances prioritaires, complété par des listes spécifiques selon les matrices, les filières et les objectifs poursuivis, et renforcé lorsque nécessaire par des indicateurs globaux ou des approches complémentaires. Les retours d'expérience rassemblés dans cette étude doivent donc être considérés comme une base de travail évolutive, appelée à être ajustée à mesure que les connaissances se consolident et que les réglementations se précisent.

Dans cette phase de construction, il est essentiel que les collectivités et les acteurs des filières poursuivent leur mobilisation pour faire progresser la connaissance, partager les retours d'expérience et adapter progressivement les pratiques de suivi et de gestion. L'enjeu n'est pas seulement technique ou analytique ; il est aussi collectif, puisqu'il suppose d'informer les usagers, d'améliorer la compréhension des sources amont, de mieux détecter les flux atypiques et de renforcer l'articulation entre prévention à la source, gestion des déchets, surveillance des rejets et politiques de substitution. C'est à cette condition que la filière déchets pourra contribuer de manière utile, réaliste et transparente à la limitation des transferts de PFAS dans l'environnement

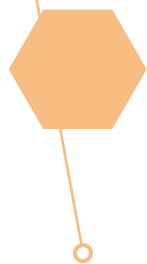
Enfin la gestion des PFAS dans les déchets appelle des recommandations différenciées selon les typologies d'acteurs.

Pour les producteurs, la priorité est de renforcer la traçabilité de la composition en PFAS des produits, d'agir à la source dès lors que des substitutions sont possibles, et d'identifier en amont les usages pour lesquels les PFAS restent difficilement substituables afin d'orienter ces flux vers des filières adaptées.

Pour les filières déchets, l'enjeu est de développer une traçabilité par filière, de mettre en place des contrôles à l'entrée avec seuils d'alerte pour les flux résiduels et de relier ces contrôles à un suivi des rejets et des matrices de sortie, tout en préparant, à terme, le développement de filières spécialisées pour certains déchets concentrés en PFAS.

Pour les laboratoires et les organismes de contrôle, la priorité consiste à développer et harmoniser des protocoles normalisés de prélèvement, les méthodes d'extraction et d'analyses dans les différentes matrices de manière à disposer de résultats représentatifs, reproductibles et interprétables.

Pour la recherche, les besoins portent sur l'amélioration des connaissances relatives aux effets sanitaires et écotoxicologiques, de manière à définir à terme la liste des substances à suivre ou la définition d'indicateurs en proposant des équivalents de toxicité.



Bibliographie

- [1] «PFAS—Substancesperfluoroalkyléesetpolyfluoroalkylées». Consulté le: 13 mars 2026. [Enligne]. Disponible sur: <https://pfas-1.itrcweb.org/>
- [2] Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants, vol. 209. 2001.
- [3] Règlement (UE) 2019/1021 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 concernant les polluants organiques persistants, vol. 169. 2019.
- [4] Règlement (UE) 2022/2400 du Parlement européen et du Conseil du 23 novembre 2022 modifiant les annexes IV et V du règlement (UE) 2019/1021 concernant les polluants organiques persistants, vol. 317. 2022.
- [5] A. Chretien, M. Borie, J. Thiriet, I. Benneouala, A. Deprouw, et M. Ighilahriz, « Déchets contenant des substances POP : état des lieux et modes de gestion applicables », RECORD, ETUDE N° 23-0679/1A, 2025.
- [6] Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international, vol. 063. 1998.
- [7] Annexe III de la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international. 1998.
- [8] Règlement (UE) No 649/2012 du Parlement européen et du Conseil du 4 juillet 2012 concernant les exportations et les importations de produits chimiques dangereux (refonte), vol. 201. 2012.
- [9] Règlement (CE) No 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006, vol. 396. 2006.
- [10] Rectificatif au 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), vol. 136. 2007.
- [11] Règlement (UE) n° 109/2012 de la Commission du 9 février 2012 modifiant l'annexe XVII (substances CMR) du règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, vol. 037. 2012.
- [12] Règlement (UE) 2017/1510 de la Commission du 30 août 2017 modifiant les appendices de l'annexe XVII du règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, vol. 224. 2017.
- [13] Règlement (UE) 2018/675 de la Commission du 2 mai 2018 modifiant les appendices de l'annexe XVII du règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, vol. 114. 2018.
- [14] Règlement (UE) 2019/957 de la Commission du 11 juin 2019 modifiant l'annexe XVII du règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, vol. 154. 2019.
- [15] Rectificatif au règlement (UE) 2021/1297 de la Commission du 4 août 2021 modifiant l'annexe XVII du règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, vol. 083. 2022.
- [16] Règlement (UE) 2021/2204 de la Commission du 13 décembre 2021 modifiant l'annexe XVII du règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, vol. 446. 2021.

- [17] Règlement (UE) 2023/1132 de la Commission du 8 juin 2023 modifiant le règlement (CE) no 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, vol. 149. 2023.
- [18] 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. 2024.
- [19] Règlement (UE) 2025/1731 de la Commission du 8 août 2025 modifiant le règlement (CE) no 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil. 2025.
- [20] ECHA, « Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) 100.308.021 », ECHA CHEM. Consulté le : 24 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://chem.echa.europa.eu/100.308.021/identity>
- [21] Règlement (CE) no 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. 2025.
- [22] H. P. H. Arp et E. Schymanski, « S100 | PFASREACH | List of PFAS identified in REACH 2019 ». Zenodo, 16 avril 2025. doi: 10.5281/ZENODO.7426856.
- [23] Ministère de la transition écologique et solidaire, 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. 2019.
- [24] Règlement (UE) 2024/1244 du Parlement européen et du Conseil du 24 avril 2024 concernant la notification des données environnementales des installations industrielles et la création d'un portail sur les émissions industrielles et abrogeant le règlement (CE) n° 166/2006. 2024.
- [25] 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. 2024.
- [26] Commission Européenne, Annex to the Communication to the Commission – Approval of the draft Commission Notice on the Guidance document for Regulation EU 2025/40 on packaging and packaging wast. 2026.
- [27] Règlement (CE) No 1223/2009 du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 sur les produits cosmétiques. 2025.
- [28] Règlement (UE) 2022/2388 de la Commission du 7 décembre 2022 modifiant le règlement (CE) no 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en substances perfluoroalkylées dans certaines denrées alimentaires, vol. 316. 2022.
- [29] Règlement (UE) 2025/2509 du Parlement européen et du Conseil du 26 novembre 2025 relatif à la sécurité des jouets et abrogeant la directive 2009/48/CE. 2025.
- [30] Règlement (UE) 2025/1988 de la Commission du 2 octobre 2025 modifiant l'annexe XVII du règlement (CE) no 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les substances per- et polyfluoroalkylées dans les mousses anti-incendie. 2025.
- [31] Gouvernement français, LOI n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées ^①. 2025.
- [32] Ministère de la transition écologique, de la biodiversité et des négociations internationales sur le climat et la nature, Décret n° 2025-1376 du 28 décembre 2025 relatif à la prévention des risques résultant de l'exposition aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées. 2025.
- [33] « Regulation of PFAS in Consumer Products », Marten Law. Consulté le: 26 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: https://martenlaw.com/news/regulation_of_pfas_in_consumer_products
- [34] C. Milton, E. Feyeux, et P. Garrigue, « PFAS – Illustrations de la réglementation à l'échelle mondiale ». SciencePo, mai 2024.

- [35] « PFAS in food packaging: state-by-state regulations », BCLP – Bryan Cave Leighton Paisner. Consulté le: 30 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.bclplaw.com/en-US/events-insights-news/pfas-in-food-packaging-state-by-state-regulations.html>
- [36] E.L. Brook et C. Bromley, « PFAS », Bryan Cave Leighton Paisner. Consulté le: 30 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.bclplaw.com/en-US/capabilities/practices/corporate/environmental/pfas-team.html>
- [37] Gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Direction générale des services intégrés, et Gazette du Canada, La Gazette du Canada, Partie 2, volume 159, numéro 27 : Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2025). 2025.
- [38] Environnement et Changement climatique Canada, « Approche de gestion des risques pour les substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques (SPFA), excluant les fluoro polymères ». Consulté le: 30 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/approche-gestion-risques-substances-perfluoroalkyliques-polyfluoroalkyliques.html>
- [39] « Le Canada s'apprête à ajouter les SPFA à la liste des substances toxiques et propose une stratégie de gestion des risques | Nos analyses | Société d'avocats Torys S.E.N.C.R.L. », Torys LLP. Consulté le: 30 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.torys.com/fr-ca/our-latest-thinking/publications/2025/03/canada-moves-to-add-pfas-to-list-of-toxic-substances>
- [40] Parliament of Australia, « Chapter 2 – About PFAS ». Consulté le: 30 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: https://www.aph.gov.au/Parliamentary_Business/Committees/Senate/PFAS_per_and_polyfluoroalkyl_substances/PFAS/Interim_report/Chapter_2_-_About_PFAS
- [41] « Intergovernmental Agreement on a National Framework for Responding to PFAS Contamination | Federation ». Consulté le: 30 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://federation.gov.au/about/agreements/intergovernmental-agreement-national-framework-responding-pfas-contamination>
- [42] « PFAS National Environmental Management Plan Version 3.0 », HEPA, Heads of EPA Australia and New Zealand, 2025.
- [43] « L'EPA interdit les "polluants éternels" dans les produits cosmétiques | EPA ». Consulté le: 30 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.epa.govt.nz/news-and-alerts/latest-news/epa-bans-forever-chemicals-in-cosmetic-products/>
- [44] « Per and poly-fluorinated chemicals (PFAS) – Countries' resources on PFAS », OECD. Consulté le: 31 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.oecd.org/en/topics/sub-issues/risk-management-risk-reduction-and-sustainable-chemistry/per-and-poly-fluorinated-chemicals.html>
- [45] H. Carronier, W. Almouallem, et E. Branquet, « Composés perfluoroalkylés et polyfluoroalkylés (PFAS) dans les sols en place et matériaux excavés (sols et sédiments) – Identification, quantification et valeurs de référence », RECORD, 22-0173/1A, avr. 2024.
- [46] « Per- og polyfluorerte stoffer (PFAS) », Miljødirektoratet/Norwegian Environment Agency. Consulté le: 17 mai 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/den-norske-prioritetslista/perfluorerte-stoffer-pfas/pfas/>
- [47] NEA-OPITSC WG, « Industry guideline on the phase out of PFAS containing firefighting foams ». 12 novembre 2025.
- [48] « Miljøstyrelsen forbyder flere pesticidmidler for at beskytte grundvandet », Miljøstyrelsen. Consulté le: 31 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://mst.dk/nyheder/2025/september/miljoestyrelsen-forbyder-flere-pesticidmidler-for-at-beskytte-grundvandet>

- [49] « Environmental Improvement Plan (EIP) 2025 », GOV.UK. Consulté le: 31 mars 2026. [En ligne]. <https://www.gov.uk/government/publications/environmental-improvement-plan-2025/environmental-improvement-plan-eip-2025>
- [50] Ineris, « La Directive sur les émissions industrielles (IED), les BREF, les MTD », Ineris. Consulté le: 1 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.ineris.fr/fr/risques/dossiers-thematiques/directive-emissions-industrielles-ied-bref-mtd>
- [51] Ministère de la transition écologique et solidaire, 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.
- [52] Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires, 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. 2023.
- [53] Ministère de la transition écologique, de la biodiversité, de la forêt, de la mer et de la pêche, Décret n° 2025-958 du 8 septembre 2025 relatif aux modalités de mise en œuvre de la trajectoire nationale de réduction progressive des rejets aqueux de substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées des installations industrielles.
- [54] Gouvernement français, LOI n° 2026-103 du 19 février 2026 de finances pour 2026. 2026.
- [55] USA Congress, « Regulating PFAS Under the Clean Water Act », Congress Gov. Consulté le: 1 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.congress.gov/crs-product/IF12148>
- [56] O. US EPA, « Industrial Effluent Guidelines ». Consulté le: 1 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.epa.gov/eg/industrial-effluent-guidelines>
- [57] « Navigateur EMIS ». Consulté le: 27 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://navigator.emis.vito.be/detail?wold=10089&woLang=nl>
- [58] « Moniteur belge ». Consulté le: 27 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: https://www.ejustice.just.fgov.be/cgi/article_body.pl?language=fr&caller=summary&pub_date=19-09-26&numac=2019014243
- [59] « Parangonnage en matière de contrôle des PFAS dans les rejets industriels », Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, Ineris-227182-2821510-v2.0, mars 2025.
- [60] « China Implements First Chemical Park PFOA and PFOS Control Standards ». Consulté le: 1 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <http://www.cirs-group.com/en/chemicals/china-implements-first-chemical-park-pfoa-and-pfos-control-standards>
- [61] « Emendamenti di Commissione relativi al DDL n. 2392 | Senato della Repubblica ». Consulté le: 1 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.senato.it/show-doc?leg=18&tipodoc=ListEmendc&id=54427&idoggetto=1318106>
- [62] « PFAS Air Emissions Restrictions », BCLP – Bryan Cave Leighton Paisner – PFAS Air Emissions Restrictions. Consulté le: 1 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.bclplaw.com/en-US/events-insights-news/pfas-air-emissions-restrictions.html>
- [63] « Nieuwe toetsingswaarden voor PFAS in de lucht en depositie », Vlaanderen.be. Consulté le: 18 mai 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.vlaanderen.be/pfas-vervuiling/nieuws-over-pfas-vervuiling/nieuwe-toetsingswaarden-voor-pfas-in-de-lucht-en-depositie>
- [64] M. van B. Z. en Koninkrijksrelaties, « Besluit activiteiten leefomgeving ». Consulté le: 1 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://wetten.overheid.nl/BWBR0041330/2024-07-01#BijlageIII>
- [65] P. Ledenvic, B. Sayen, et L. Tourjansky, « Mission d'évaluation ex ante de la directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (ERU2) », IGEDD, Rapport n°24066, mars 2025.

- [66] Préfecture des Ardennes, Arrêté n°2025-645 portant suspension de l'épandage et du stockage de boues. 2025.
- [67] ARS Grand Esst, « PFAS : focus sur les situations locales ». Consulté le: 2 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.grand-est.ars.sante.fr/pfas-focus-sur-les-situations-locales>
- [68] « Historique du projet de loi HB 1674 (article 89®) | Législature du Texas en ligne ». Consulté le: 2 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://capitol.texas.gov/BillLookup/History.aspx?LegSess=89R&Bill=HB1674>
- [69] « EPA, States Signal Interest in Regulating PFAS in Biosolids », Marten Law. Consulté le: 2 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://martenlaw.com/news/epa-states-signal-interest-in-regulating-pfas-in-biosolids>
- [70] J.-L. Josiaud et A. Segui, « Point de vue des professionnels sur le sujet PFAS », in les PFAS et le monde de l'organique, 20 mars 2025.
- [71] EurEau, « Briefing note – Sludge and the circular economy – the impact of PFAS ». juillet 2022.
- [72] M. Pettersson, M. Ländell, Y. Ohlsson, D. Berggren Kleja, et C. Tiberg, Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. Statens geotekniska institut, 2015.
- [73] SPW, « Le Gouvernement wallon limite l'usage de boues issues de stations d'épuration utilisées comme fertilisants – Yves COPPIETERS », GW – Yves COPPIETERS. Consulté le: 2 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://coppieters.wallonie.be/home/communiques-de-presse/presses/le-gouvernement-wallon-limite-l-usage-de-boues-issues-de-stations-d-epuration-utilisees-comme-fertilisants.html>
- [74] Canadian Food Inspection Agency, « Notice to industry: Implementation of an interim standard for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in commercial biosolids », Government of Canada. Consulté le: 5 mai 2026. [En ligne]. Disponible sur: <http://inspection.canada.ca/en/plant-health/fertilizers/notices-industry/notice-industry-implementation-interim-standard-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas-commercial>
- [75] Directive (UE) 2025/2360 du Parlement européen et du Conseil du 12 novembre 2025 relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols). 2025.
- [76] A. Cavelan et A. Togola, « État des lieux des substances poly et perfluorées associées à l'utilisation des mousses anti-incendie (AFFF) », BRGM, Rapport final V1. BRGM/RP-73924-FR, janv. 2025.
- [77] USA Congress, « Examining the Future of PFAS Cleanup and Disposal Policy », Congress Gov. Consulté le: 31 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.congress.gov/crs-product/TE10118>
- [78] B. Chaudret, O. Donard, O. Eisenstein, E. Pietrykowski, et J. Rochet, « La pollution aux PFAS : état des lieux des connaissances et enjeux de société », Académie des sciences – Institut de France, Paris, mars 2025.
- [79] « État des lieux des usages des PFAS et alternatives documentées », Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, Ineris-209433-v1.0, sept. 2025.
- [80] « Overview ». Consulté le: 20 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://chm.pops.int/Implementation/IndustrialPOPs/PFAS/Overview/tabid/5221/Default.aspx>
- [81] Groupe d'experts, « Guidance on best available techniques and best environmental practices for the use of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA), and their related compounds listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollution », Convention de Stockholm, mars 2021.
- [82] « Registry of restriction intentions until outcome », ECHA. Consulté le: 20 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://echa.europa.eu/fr/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18663449b>

- [83] R. Figuière, L. T. Miaz, E. Savvidou, et I. T. Cousins, « An Overview of Potential Alternatives for the Multiple Uses of Per- and Polyfluoroalkyl Substances », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 59, no 4, p. 2031–2042, févr. 2025, doi: 10.1021/acs.est.4c09088.
- [84] « Potential Alternatives to PFAS in Treatments for Converted Textiles or Leathers », Gouvernement canadien, 2022.
- [85] C. Cheng, X. Zhu, J. Li, N. Ornelas-Soto, et Y. Wang, « Emerging PFAS alternatives: Unveiling environmental fates and ecological risks », *Energy Environ. Sustain.*, vol. 1, no 3, p. 100041, sept. 2025, doi: 10.1016/j.eesus.2025.100041.
- [86] Gouvernement français, « Plan d'actions interministériel sur les PFAS », avril 2024.
- [87] N. Huynh, A. Togola, Y. Aminot, J.-P. Ghestem, et H. Biaudet, « Analyse de PFAS : comparaison de méthodes ciblées et indiciaires – Rapport AQUAREF 2025 », p. 29, janv. 2025.
- [88] J.-P. Ghestem, « Méthodes “non-ciblées” AOF », présenté à Journée technique PFAS Aquaref, 15 avril 2025.
- [89] A. Togola, « Note d'information sur les enjeux analytiques concernant le paramètre « Total PFAS » – Rapport AQUAREF 2023 », p. 13, oct. 2023.
- [90] I. G. Idowu, O. D. Ekpe, D. Megson, P. Bruce-Vanderpuije, et C. D. Sandau, « A systematic review of methods for the analysis of total per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) », *Sci. Total Environ.*, vol. 967, p. 178644, mars 2025, doi: 10.1016/j.scitotenv.2025.178644.
- [91] « Détection et analyse des PFAS ». Consulté le: 13 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.eurofins-biomnis.com/fr/blog-medical/detection-et-analyse-des-pfas/>
- [92] « Découverte de la LC-MS/MS : L'Art de la Chromatographie et de la Spectrométrie en Tandem ». Consulté le: 10 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://bplc.fr/lc-ms-ms-comprendre-lequipement-de-la-chromatographie-liquide-couplee-a-la-spectrometrie-de-masse-en-tandem/>
- [93] « The Conversation : « PFAS : comment les analyse-t-on aujourd'hui ? Pourra-t-on bientôt faire ces mesures hors du laboratoire ? » – Université Savoie Mont Blanc – Formation – Recherche », <https://www.univ-smb.fr/>. Consulté le: 10 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.univ-smb.fr/2025/07/03/the-conversation-pfas-comment-les-analyse-t-on-aujourd'hui-pourra-t-on-bientot-faire-ces-mesures-hors-du-laboratoire/>
- [94] L. Amalric, « Note de synthèse sur le projet de norme pour l'analyse des PFAS dans les matrices solides », BRGM, Rapport final V0. BRGM/RP-73936-FR, oct. 2024.
- [95] ISO, ISO 18127:2026(fr), Qualité de l'eau — Dosage des composés organiques adsorbables contenant du fluor, du chlore, du brome et de l'iode (AOF, AOCl, AOBr, AOI) — Méthode de combustion suivie d'un mesurage par chromatographie ionique, 2026.
- [96] « DIN Media Standards Solutions », DIN Media GmbH. Consulté le: 20 mars 2026. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.dinmedia.de/en/environmental-protection/BVFR050>
- [97] V. Referentielaboratorium, « Bepaling van het adsorbeerbaar organisch fluor (AOF) gehalte met combustion- ionchromatografie », no WAC/IV/B/013, juin 2023.
- [98] United States Environmental Protection Agency, Method 1621 – Determination of Adsorbable Organic Fluorine (AOF) in Aqueous Matrices by Combustion Ion Chromatography (CIC), Method 1621, Washington., janvier 2024.
- [99] M.-A. Marcoux, E. Dufresne, M. Lienard, et G. Meurrens, « MODECOM® 2024 Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés », ADEME, Angers, 013089-02, déc. 2025.
- [100] ANSES, « Composés per- et poly- fluoroalkylés (PFAS) dans différents compartiments : Bilan de la contamination en et catégorisation en vue de leur surveillance », ANSES, Maisons-Alfort, Avis de l'ANSES – Rapport d'expertise collective Saisine n°2022-SA-0198, oct. 2025.

- [101] C. P. Goossen, R. E. Schattman, et J. D. MacRae, « Evidence of compost contamination with per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from “compostable” food serviceware », *Biointer phases*, vol. 18, no 3, mai 2023, doi: 10.1116/6.0002746.
- [102] Y.-F. Chen, T. Liu, L.-X. Hu, C.-E. Chen, B. Yang, et G.-G. Ying, « Unveiling per- and polyfluoroalkyl substance contamination in Chinese paper products and assessing their exposure risk », *Environ. Int.*, vol. 185, p. 108540, mars 2024, doi: 10.1016/j.envint.2024.108540.
- [103] P. Quicker, D. Wohter, et L. Schlieger, « PFAS in Waste-to-Energy Plants : Municipal solid waste and hazardous waste incineration as PFAS sink? », présenté à Belgian Waste to Energy, 29 mai 2024.
- [104] Y. Liu, N. M. Robey, J. A. Bowden, T. M. Tolaymat, H. M. Solo-Gabriele, et T. G. Townsend, « A Componential Evaluation of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Municipal Solid Waste (MSW) Streams », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 60, no 1, p. 1334–1345, janv. 2026, doi: 10.1021/acs.est.5c16358.
- [105] T. Tolaymat et al., « A critical review of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) landfill disposal in the United States », *Sci. Total Environ.*, vol. 905, p. 167185, déc. 2023, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.167185.
- [106] L. Hökl et A. Bockreis, « Navigating per- and polyfluoroalkyl substances in organic waste streams: Sources, challenges and implications for circular economy recycling – A mini-review », *Waste Manag. Res. J. Sustain. Circ. Econ.*, vol. 44, no 3, p. 252–264, mars 2026, doi: 10.1177/0734242X251371421.
- [107] G. Munoz et al., « Target and Nontarget Screening of PFAS in Biosolids, Composts, and Other Organic Waste Products for Land Application in France », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 56, no 10, p. 6056–6068, mai 2022, doi: 10.1021/acs.est.1c03697.
- [108] J. Vogel, « Note technique structurée – PFAS dans les différents flux de déchets », févr. 2026.
- [109] J. Marchiandi, W. Alghamdi, S. Dagnino, M. P. Green, et B. O. Clarke, « Exposure to endocrine disrupting chemicals from beverage packaging materials and risk assessment for consumers », *J. Hazard. Mater.*, vol. 465, p. 133314, mars 2024, doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.133314.
- [110] J. Glüge et al., « An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) », *Environ. Sci. Process. Impacts*, vol. 22, no 12, p. 2345–2373, déc. 2020, doi: 10.1039/D0EM00291G.
- [111] G. Zheng et A. Salamova, « Are Melamine and Its Derivatives the Alternatives for Per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Fabric Treatments in Infant Clothes? », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 54, no 16, p. 10207–10216, août 2020, doi: 10.1021/acs.est.0c03035.
- [112] C. Xia et al., « Per- and Polyfluoroalkyl Substances in North American School Uniforms », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 56, no 19, p. 13845–13857, oct. 2022, doi: 10.1021/acs.est.2c02111.
- [113] J. Wolanin, « Etude bibliographique sur la thermodégradation des PFAS », Ineris, Verneuil-en-Halatte, Rapport d'appui Ineris-210490-2773677-v2.0, févr. 2025.
- [114] A. Emili et A. Humbert, « Note technique : ENQUÊTE SUR LES PFAS DANS LES ÉTABLISSEMENTS FRANÇAIS : LES POINTS CLÉS À RETENIR », vol. Hygiène & sécurité du travail, no 281, INRS, p. 13, décembre 2025.
- [115] D. Gokhale et al., « Challenges and Opportunities in PFAS Waste Management for Semiconductor Manufacturing », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 60, no 3, p. 2259–2276, janv. 2026, doi: 10.1021/acs.est.5c10109.
- [116] J. Bečanová, L. Melymuk, Š. Vojta, K. Komprdová, et J. Klánová, « Screening for perfluoroalkyl acids in consumer products, building materials and wastes », *Chemosphere*, vol. 164, p. 322–329, déc. 2016, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.08.112.

- [117] H. R. Mansouri, R. R. Thomas, S. Garnier, et A. Pizzi, « Fluorinated polyether additives to improve the performance of urea–formaldehyde adhesives for wood panels », *J. Appl. Polym. Sci.*, vol. 106, no 3, p. 1683–1688, 2007, doi: 10.1002/app.26749.
- [118] « Le traitement des Déchets Ménagers et Assimilés en 2022 », ADEME, Angers, août 2024.
- [119] ITRC, « PFAS Releases to the Environment », PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances. Consulté le: 3 avril 2026. [En ligne]. Disponible sur: https://pfas-1.itrcweb.org/2-6-pfas-releases-to-the-environment/#2_6_4
- [120] STOWA, « Pfas in influent, effluent and sewage sludge results of a monitoring campaign at eight WWTPs », Ministry of infrastructure and water management, 46E, 2021.
- [121] BAuA, RIVM, KEMI, Norwegian Environment Agency, et The Danish Environmental Protection Agency, « Annex XV Restriction Report – per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) », ECHA, Proposal for a restriction Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs), mars 2023.
- [122] M. Gassmann et al., « PFAS – a new class of emerging agrochemicals? », présenté à EGU General Assembly Conference Abstracts, avr. 2019, p. 14404.
- [123] Wallonie Environnement SPW, « PFAS dans les eaux épurées et les boues urbaines résiduelles en Wallonie – État des lieux », État de l'environnement wallon, 2024.
- [124] N. Bolan et al., « Distribution, behaviour, bioavailability and remediation of poly- and per-fluoroalkyl substances (PFAS) in solid biowastes and biowaste-treated soil », *Environ. Int.*, vol. 155, p. 106600, oct. 2021, doi: 10.1016/j.envint.2021.106600.
- [125] T. D. Saliu, M. Liu, E. Habimana, J. Fontaine, Q. T. Dinh, et S. Sauvé, « PFAS profiles in biosolids, composts, and chemical fertilizers intended for agricultural land application in Quebec (Canada) », *J. Hazard. Mater.*, vol. 480, p. 136170, déc. 2024, doi: 10.1016/j.jhazmat.2024.136170.
- [126] Y. Liu et al., « From Waste Collection Vehicles to Landfills: Indication of Per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Transformation », *Environ. Sci. Technol. Lett.*, vol. 8, no 1, p. 66–72, janv. 2021, doi: 10.1021/acs.estlett.0c00819.
- [127] B. Saha, M. Ateia, S. Fernando, J. Xu, T. DeSutter, et S. M. Iskander, « PFAS occurrence and distribution in yard waste compost indicate potential volatile loss, downward migration, and transformation », *Environ. Sci. Process. Impacts*, vol. 26, no 4, p. 657–666, avr. 2024, doi: 10.1039/D3EM00538K.
- [128] A. S. Timshina et al., « Investigating the sources and fate of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in food waste compost », *Waste Manag.*, vol. 180, p. 125–134, mai 2024, doi: 10.1016/j.wasman.2024.03.026.
- [129] R. C. Brändli et al., « Organic pollutants in compost and digestate. », *J. Environ. Monit.*, vol. 9, no 5, p. 465–472, mai 2007, doi: 10.1039/B617103F.
- [130] H.-J. Gehrmann, « Waste Incineration – Source or Sink for PFAS? », présenté à Berliner Konferenz Abfallwirtschaft und Energie, janv. 2025.
- [131] J. Wolanin et C. Raventos, « État de l'art des connaissances sur les conditions de destruction des PFAS par incinération et méthodes de mesurage pour leur caractérisation dans les rejets à l'atmosphère », présenté à Journée technique : « Les PFAS dans l'air », 21 novembre 2024.
- [132] D. Wohter, A. Holfelder, R. Warnecke, H.-J. Gehrmann, P. Quicker, et D. Stapf, « Behaviour of PFAS in Municipal Waste Incineration – Results of a Large-Scale Measurement Campaign and Relevance for the Sector », in *Abfallwirtschaft und Energie* 3, 2026.
- [133] S. Björklund, E. Weidemann, et S. Jansson, « Emission of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from a Waste-to-Energy Plant Occurrence in Ashes, Treated Process Water, and First Observation in Flue Gas », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 57, no 27, p. 10089–10095, juill. 2023, doi: 10.1021/acs.est.2c08960.

- [134] J. Strandberg et al., « PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants : A systematic investigation », IVL Swedish Environmental Institute, 2422, sept. 2021.
- [135] Y. Liu et al., « Per- and polyfluoroalkyl substances in municipal solid waste incineration ash: occurrence and management implications », *Waste Manag.*, vol. 210, p. 115226, janv. 2026, doi: 10.1016/j.wasman.2025.115226.
- [136] S. Liu, S. Zhao, Z. Liang, F. Wang, F. Sun, et D. Chen, « Perfluoroalkyl substances (PFASs) in leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS », *Sci. Total Environ.*, vol. 795, p. 148468, nov. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148468.
- [137] M. Schlipf, P. Gunasekar, et D. Kapoor, « The PFAS Industry's View on the Current Environmental Debate and Possible Solutions », présenté à BKAWE 26, 28 janvier 2026.
- [138] C. Braun, K. Urmann, et N. A. Sossalla, « Élimination des PFAS des lixiviats de décharge captés et des eaux souterraines polluées pompées de sites contaminés », VSA – Association suisse des professionnels de la protection des eaux, Glattbrugg, Guide relatif à l'état de la technique, 2025.
- [139] Y. Chen et al., « Evaluation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in leachate, gas condensate, stormwater and groundwater at landfills », *Chemosphere*, vol. 318, p. 137903, mars 2023, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.137903.
- [140] H. Ramadan, G. K. Hassan, et Z. Zhang, « A critical review for removal of pre- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from landfill leachate: possible solutions with biological nitrogen removal and anammox systems », *World J. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 41, no 8, p. 311, août 2025, doi: 10.1007/s11274-025-04529-x.
- [141] F. B. De la Cruz, I. A. Titaley, Y. Wang, J. A. Field, et M. A. Barlaz, « Nationwide Estimate of Volatile Per-andPolyfluoroalkylSubstance(PFAS)EmissionsfromU.S.LandfillsviaLandfillGas », *Environ.Sci. Technol.*, vol. 59, no 46, p. 24899–24908, nov. 2025, doi: 10.1021/acs.est.5c08763.
- [142] I. Travar, J. Uwayezu, J. Kumpiene, et L. Yeung, « Challenges in the PFAS Remediation of Soil and Landfill Leachate: A Review », *Adv. Environ. Eng. Res.*, vol. 2, p. 1–1, avr. 2021, doi: 10.21926/aer.2102006.
- [143] R. Bonnard, « Identification des principales voies d'exposition aux PFAS », Ineris, Verneuil-en-Halatte, 229253–v2.0, avr. 2025.
- [144] A. Senet, J. Maire, H. Métivier, A. Joubert, M. Louzon, et M. Gautier, « Transfert des PFAS des lixiviats de décharges vers l'environnement et efficacité des technologies en place », 7 octobre 2025.
- [145] K. Mustafa, G. De Falco, E. Fernando, M. C. Boufadel, Z. Zhang, et D. Sarkar, « Assessing PFAS and Their Precursor Transformation in a Landfill Leachate Impacted Wastewater Treatment Plant », *Water Environ. Res.*, vol. 97, no 9, p. e70172, sept. 2025, doi: 10.1002/wer.70172.
- [146] X. Tan et al., « Non-PFAS-Based Magnetic Polymer Sorbents for Efficient Removal of Perfluorinated Compounds from Landfill Leachate », *Adv. Mater.*, vol. 38, no 1, p. e02427, janv. 2026, doi: 10.1002/adma.202502427.
- [147] B. Chen, « PFAS Characteristics and Treatment for Landfill Leachate », *Highlights Sci. Eng. Technol.*, vol. 33, p. 24–28, févr. 2023, doi: 10.54097/hset.v33i.5242.
- [148] C. Durlin, B. Lepot, et M. Salomon, « Substances per- et polyfluoroalkylées dans les rejets aqueux des installations classées pour la protection de l'environnement. Exploitation des résultats issus de la campagne nationale d'analyse encadrée par l'arrêté du 20 juin 2023 », Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, Ineris-227182-2821924–v1.0, oct. 2025.

OBSERVATIONS SUR L'UTILISATION DU RAPPORT

Ce rapport, ainsi que les cartes ou documents, et toutes autres pièces annexées constituent un ensemble indissociable. Les incertitudes ou les réserves qui seraient mentionnées dans la prise en compte des résultats et dans les conclusions font partie intégrante du rapport.

En conséquence, l'utilisation qui pourrait être faite d'une communication ou d'une reproduction partielle de ce rapport et de ses annexes ainsi que toute interprétation au-delà des énonciations d'Antea Group ne sauraient engager la responsabilité de celui-ci. Il en est de même pour une éventuelle utilisation à d'autres fins que celles définies pour la présente prestation.

Les résultats des prestations et des investigations s'appuient sur un échantillonnage ; ce dispositif ne permet pas de lever la totalité des aléas liés à l'hétérogénéité des milieux naturels ou artificiels étudiés. Par ailleurs, la prestation a été réalisée à partir d'informations extérieures non garanties par Antea Group ; sa responsabilité ne saurait être engagée en la matière.

Antea Group s'est engagé à apporter tout le soin et la diligence nécessaire à l'exécution des prestations et s'est conformé aux usages de la profession. Antea Group conseille son Client avec pour objectif de l'éclairer au mieux. Cependant, le choix de la décision relève de la seule compétence de son Client.

Le Client autorise Antea Group à le nommer pour une référence scientifique ou commerciale. À défaut, Antea Group s'entendra avec le Client pour définir les modalités de l'usage commercial ou scientifique de la référence.

Ce rapport devient la propriété du Client après paiement intégral de la mission, son utilisation étant interdite jusqu'à ce paiement. A partir de ce moment, le Client devient libre d'utiliser le rapport et de le diffuser, sous réserve de respecter les limites d'utilisation décrites ci-dessus.

Pour rappel, les conditions générales de vente ainsi que les informations de présentation d'Antea Group sont consultables sur : <https://www.anteagroup.fr/fr/annexes>

Siège social : ZAC du Moulin, 803 Boulevard Duhamel du Monceau, CS 30602, 45166 OLIVET CEDEX –
Antea France – SAS au capital de 4 700 000 € – SIREN 393 206 735 – Code APE 7112 B



Annexes

ANNEXE I : Familles de PFAS

ANNEXE II : Règlementation PFAS applicable en France – mars 2026

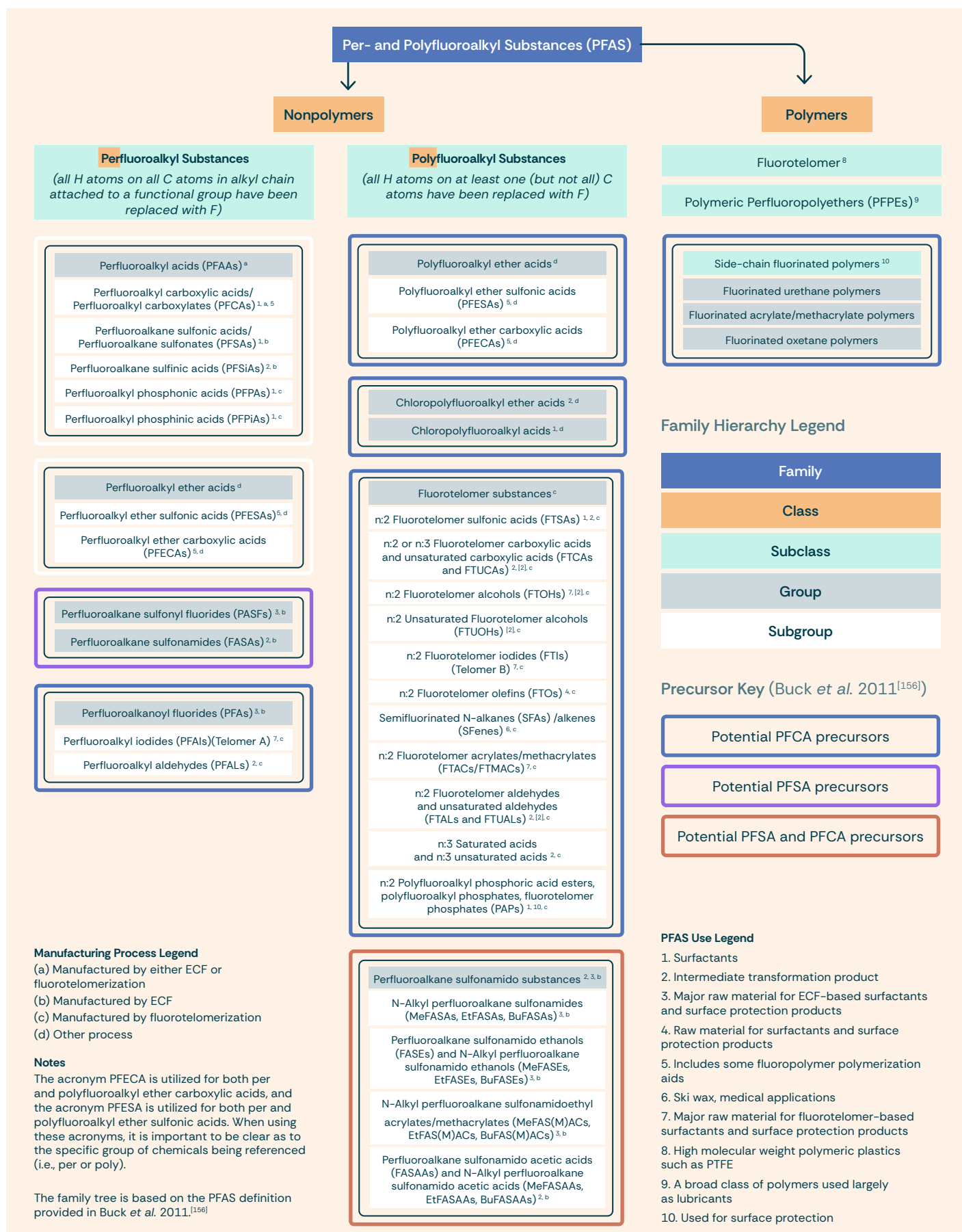
ANNEXE III : Résultats des campagnes de mesure sur les rejets aqueux en France pour les ICPE-A Déchets – par type d’activité – exploitation Antea Group



ANNEXE I : FAMILLES DE PFAS

FIGURE 20

Classification des PFAS de l'ITRC selon Buck et al. (2011)





ANNEXE II : RÈGLEMENTATION PFAS APPLICABLE EN FRANCE – MARS 2026

FOCUS PRODUITS / DÉCHETS / REJETS / RÉSIDUS

Cadre international applicable à la France



Convention de Stockholm

- PFOS, ses sels et composés apparentés : restriction (2009); PFOA, ses sels et composés apparentés : interdiction
- (2019) ; PFHxS, ses sels et composés apparentés : interdiction (2022); LC-PFCAs, C9–C21 : interdiction (2025)
- Mise en oeuvre dans l'UE par le Règlement POP qui fixe notamment des interdictions et des seuils aux produits et déchets contenant des PFAS POP, et la gestion des déchets pollués

Convention de Rotterdam

- PFOS et PFOA leurs sels et composés apparentés : commerce international sous contrôle Mise en oeuvre dans l'UE par le Règlement PIC

Cadre européen applicable à la France



Règlement REACH

- Un certain nombre de PFAS restreints
- Proposition de restriction universelle de l'ensemble des PFAS en cours d'évaluation par l'ECHA

Directive IED - Emissions industrielles

- PFAS présents dans les MTD de 3 secteurs : Traitement des déchets, Textile et Traitement de surface Déclaration obligatoire du PFOA et du PFHxS si > 1kg/an

Règlements sectoriels sur les produits

- PFAS interdits dans : les emballages à compter du 12/08/2026; les cosmétiques (PFOS et PFNA et certains de leurs sels, PFOA, PFHpA) depuis 2024; les denrées alimentaires (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) depuis 2023, les jouets depuis 2025, les mousses anti-incendie (interdiction progressive depuis 2025 avec dérogations jusqu'en 2035)

Cadre national



Produits

- Loi n°2025-188 du 27/02/2025 : Interdiction à compter de janvier 2026 des PFAS dans les cosmétiques, farts de ski, textiles d'habillement, chaussures, imperméabilisants (grand public) avec extension à tous les textiles en 2030
- Une valeur résiduelle autorisée est définie par le décret 2025-1376.

Rejets

- AM du 24/08/2017 : VLE pour le PFOS dans l'eau (ICPE) ;
- AM du 20/06/2023 : Inventaire et surveillance dans les rejets aqueux (ICPE);
- AM 31/10/2024 : Surveillance dans les émissions atmosphériques (ICPE);
- Décret 2025-958 : donne la trajectoire nationale de réduction des PFAS dans les rejets aqueux; Redevance pollution de l'eau (01/03/2026)

Déchets

- Boues : Surveillance STEU de + 10 000 EH (DERU2 en cours de transposition); AP Ardennes : interdiction d'épandage;
- Instruction ministérielle en préparation pour surveillance)



ANNEXE III : RÉSULTATS DES CAMPAGNES DE MESURE SUR LES REJETS AQUEUX EN FRANCE POUR LES ICPE-A DÉCHETS – PAR TYPE D'ACTIVITÉ – EXPLOITATION ANTEA GROUP

LIXIVIATS BRUTS

38.11Y - Collecte des déchets non dangereux									
Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
62FTOH	54	5,6%	3	0,2	0,242	0,49	1,04	0,47	0,9602
62FTSA	12	41,7%	5	0,24	0,27	0,69	2,10	0,80	1,792
82FTOH	54	13,0%	7	0,1	0,2	0,91	4,47	1,59	3,3654
C604	54	3,7%	2	0,03	0,065	0,07	0,10	0,05	0,0965
DONA	54	1,9%	1	0,1	0,1	0,10	0,10		0,1
HFPO-DA	54	1,9%	1	0,1000	0,10	0,10	0,10		0,1
PFBA	63	63,5%	40	0,0720	0,83	0,95	3,60	0,71	1,8775
PFBS	63	79,4%	50	0,13	4,54	7,07	38,00	7,49	20,86
PFDA	64	35,9%	23	0,023	0,18	0,23	0,56	0,16	0,541
PFDS	64	3,1%	2	0,02	0,0225	0,02	0,03	0,00	0,02475
PFDoA	64	3,1%	2	0,025	0,0275	0,03	0,03	0,00	0,02975
PFDoDS	64	3,1%	2	0,025	0,0375	0,04	0,05	0,02	0,04875
PFHpA	64	78,1%	50	0,028	0,53	0,78	3,40	0,64	1,711
PFHpS	64	17,2%	11	0,025	0,14	0,15	0,40	0,13	0,37
PFHxA	64	90,6%	58	0,055	1,9	2,09	7,20	1,43	4,018
PFHxDA	54	1,9%	1	0,1	0,1	0,10	0,10		0,1
PFHxS	64	62,5%	40	0,031	0,32	0,38	1,10	0,22	0,863
PFNA	64	17,2%	11	0,033	0,09	0,10	0,20	0,06	0,185
PFNS	64	3,1%	2	0,02	0,0225	0,02	0,03	0,00	0,02475
PFOA	64	90,6%	58	0,12	1,205	1,91	9,50	1,85	5,8515
PFODA	56	1,8%	1	0,1	0,1	0,10	0,10		0,1
PFOS	57	80,7%	53	0,1	0,6	0,72	3,53	0,55	1,398
PFPeA	64	67,2%	43	0,057	0,71	0,89	4,30	0,79	2,2
PFPeS	64	29,7%	19	0,059	0,19	0,20	0,40	0,10	0,364
PFTeA	54	1,9%	1	0,1	0,1	0,10	0,10		0,1
PFTiDA	64	4,7%	3	0,02	0,025	0,05	0,10	0,04	0,0925
PFTiDS	64	1,6%	1	0,025	0,025	0,03	0,03		0,025
PFUnA	64	3,1%	2	0,025	0,0335	0,03	0,04	0,01	0,04115
PFUnDS	64	1,6%	1	0,025	0,025	0,03	0,03		0,025

Nombre d'établissements	15
Nombre de substances	31

38.12Y - Collecte des déchets dangereux

Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
62FTOH	3	0,0%							
82FTOH	3	0,0%							
C604	3	0,0%							
DONA	3	0,0%							
HFPO-DA	3	0,0%							
PFBA	3	0,0%							
PFBS	3	100,0%	3	2,9900	3,62	3,71	4,53	0,77	4,439
PFDA	3	0,0%							
PFDS	3	0,0%							
PFDoA	3	0,0%							
PFDoDS	3	0,0%							
PFHpA	3	100,0%	3	0,23	0,36	0,34	0,44	0,11	0,432
PFHpS	3	0,0%							
PFHxA	3	66,7%	2	1,62	1,955	1,96	2,29	0,47	2,2565
PFHxDA	3	0,0%							
PFHxS	3	33,3%	1	0,17	0,17	0,17	0,17		0,17
PFNA	3	0,0%							
PFNS	3	0,0%							
PFOA	3	100,0%	3	0,27	0,58	1,08	2,38	1,14	2,2
PFODA	3	0,0%							
PFOS	3	33,3%	1	0,48	0,48	0,48	0,48		0,48
PFPeA	3	0,0%							
PFPeS	3	33,3%	1	0,12	0,12	0,12	0,12		0,12
PFTeA	3	0,0%							
PFTiDA	3	0,0%							
PFTiDS	3	0,0%							
PFUnA	3	0,0%							
PFUnDS	3	0,0%							

Nombre d'établissements	1
Nombre de substances	28

38.21Y - Collecte des déchets dangereux

Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
6:2 FTOH	9	0,0%							
8:2 FTOH	8	0,0%							
C604	9	0,0%							
DONA	9	0,0%							
HFPO-DA	9	0,0%							
PFBA	9	44,4%	4	0,47	0,685	0,68	0,88	0,19	0,87
PFBS	11	90,9%	10	0,18	1,615	3,10	12,00	3,87	10,37
PFDA	9	55,6%	5	0,36	0,51	0,56	0,81	0,17	0,77
PFDS	9	0,0%							
PFDaA	9	0,0%							
PFDaDS	9	0,0%							
PFHpA	12	75,0%	9	0,16	0,89	1,03444444	2,07	0,63192387	1,99
PFHpS	11	18,2%	2	0,14	0,18	0,18	0,22	0,05656854	0,216
PFHxA	12	100,0%	12	0,3	1,355	2,71416667	8,1	2,62255413	7,7975
PFHxDA	9	0,0%							
PFHxS	11	90,9%	10	0,14	0,35	0,334	0,42	0,08235425	0,411
PFNA	9	22,2%	2	0,13	0,165	0,165	0,2	0,04949747	0,1965
PFNS	9	0,0%							
PFOA	12	100,0%	12	0,441	1,955	2,87925	6,85	1,87521185	5,651
PFODA	9	0,0%							
PFOS	12	100,0%	12	0,36	0,1	0,74	2,02	0,43989668	1,492
PFPeA	9	33,3%	3	0,25	0,79	0,67333333	0,98	0,37872593	0,961
PFPeS	11	63,6%	7	0,18	0,21	0,23571429	0,35	0,0596817	0,329
PFTeA	9	0,0%							
PFTTrDA	9	0,0%							
PFTTrDS	9	0,0%							
PFUnA	9	0,0%							
PFUnDS	9	0,0%							

Nombre d'établissements	4
Nombre de substances	30

38.22Y - Valorisation énergétique

Paramètre	Nb d'analyse	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
6:2 FTOH	3	0%							
8:2 FTOH	3	0%							
C604	3	0%							
DONA	3	0%							
HFPO-DA	3	0%							
PFBA	3	67%	2	1,5	1,55	1,55	1,6	7,07E-02	1,595
PFBS	3	100%	3	0,74	0,79	0,79	0,83	0,05	0,826
PFDA	3	0%							
PFDS	3	0%							
PFDaA	3	0%							
PFDaDS	3	0%							
PFHpA	3	100%	3	1,9	2,2	2,27	2,7	4,04E-01	2,65
PFHpS	3	0%							
PFHxA	3	100%	3	8,1	8,3	8,23	8,3	1,15E-01	8,3
PFHxDA	3	0%							
PFHxS	3	100%	3	0,47	0,48	0,49	0,51	2,08E-02	0,507
PFNA	3	0%							
PFNS	3	0%							
PFOA	3	100%	3	5,7	7	6,60	7,1	7,81E-01	7,09
PFODA	3	0%							
PFOS	3	100%	3	0,85	1,5	1,52	2,2	0,6751543	2,13
PFPeA	3	100%	3	1,3	1,8	1,67	1,9	3,21E-01	1,89
PFPeS	3	100%	3	0,18	0,19	0,20	0,22	2,08E-02	0,217
PFTeA	3	0%							
PFTrDA	3	0%							
PFTrDS	3	0%							
PFUnA	3	0%							
PFUnDS	3	0%							

Nombre d'établissements	1
Nombre de substances	28

38.32Y - Mise en décharge ou stockage permanent

Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
6:2 FTOH	12	25%	3	0,43	1	1,11	1,9	0,74	1,81
8:2 FTOH	12	25%	3	0,2	0,61	0,64	1,1	0,45	1,051
C604	12	0%							
DONA	12	0%							
HFPO-DA	12	0%							
PFBA	12	92%	11	0,44	0,81	0,94	1,7	0,43	1,65
PFBS	12	100%	12	3,2	6,55	6,88	13	3,03	11,35
PFDA	12	25%	3	0,016	0,021	0,03	0,046	0,02	0,0435
PFDS	12	0%							
PFDoA	12	0%							
PFDoDS	12	0%							
PFHpA	12	92%	11	0,13	0,24	0,31	0,67	0,19	0,64
PFHpS	12	0%							
PFHxA	12	100%	12	0,73	1,45	1,45	2,40	0,56	2,4
PFHxDA	12	0%							
PFHxS	12	75%	9	0,1	0,2	0,22	0,40	0,10	0,372
PFNA	12	17%	2	0,016	0,025	0,03	0,03	0,01	0,0331
PFNS	12	0%							
PFOA	12	92%	11	0,17	0,5	0,64	1,60	0,49	1,45
PFODA	12	0%							
PFOS	12	67%	8	0,14	0,235	0,24	0,36	0,08	0,3425
PFPeA	12	100%	12	0,21	0,57	0,73	1,60	0,47	1,49
PFPeS	12	33%	4	0,035	0,047	0,06	0,12	0,04	0,10905
PFTeA	12	0%							
PFTrDA	12	0%							
PFTrDS	12	0%							
PFUnA	12	0%							
PFUnDS	12	0%							

Nombre d'établissements 2
 Nombre de substances 28

LIXIVIATS TRAITES

38.11Y - Collecte des déchets non dangereux									
Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
6:2 FTOH	21	4,8%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
8:2 FTOH	21	4,8%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
C604	21	4,8%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
DONA	21	4,8%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
HFPO-DA	21	4,8%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFBA	33	54,5%	18	0,0024	0,72	1,13	7,9	1,78	3,055
PFBS	33	60,6%	20	0,0079	1,50	1,93	7,3	2,11	7,205
PFDS	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFDoA	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFDoDS	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFHpA	33	27,3%	9	0,07	0,33	0,32	0,64	0,19	0,576
PFHpS	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFHxA	33	48,5%	16	0,0023	0,585	1,27	5,2	1,38	3,5275
PFHxDA	22	4,5%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFHxS	31	9,7%	3	0,084	0,09	0,09	0,11	0,01	0,108
PFNS	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFOA	33	39,4%	13	0,0011	0,28	0,36	0,84	0,30	0,798
PFODA	22	4,5%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFOS	31	19,4%	6	0,086	0,11	0,114	0,14	0,02	0,14
PFPeA	33	45,5%	15	0,058	0,48	0,99	6,9	1,68	3,12
PFPeS	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFTeA	22	4,5%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFTxDA	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFTxDS	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFUnA	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFUnDS	31	3,2%	1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1
PFDA	31	0,0%							
PFNA	31	0,0%							

Nombre d'établissements	11
Nombre de substances	30

38.21Y - Collecte des déchets dangereux

Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
PFBA	45	51,1%	23	0,11	0,25	0,31	1,40	0,28	0,65
PFBS	45	35,6%	16	0,046	0,235	0,31	1,00	0,25	0,81
PFHpA	45	4,4%	2	0,11	0,14	0,14	0,17	0,04	0,17
PFHxA	45	40,0%	18	0,002	0,16	0,20	0,84	0,21	0,48
PFHxS	42	2,4%	1	0,11	0,11	0,11	0,11		0,11
PFOA	45	13,3%	6	0,023	0,0965	0,11	0,23	0,08	0,21
PFOS	45	2,3%	1	0,021	0,021	0,02	0,02		0,02
PFPeA	45	22,2%	10	0,12	0,18	0,26	0,71	0,18	0,54
PFTTrDS	45	2,2%	1	0,1	0,1	0,10	0,10		0,1
6:2 FTOH	22	0,0%							
6:2 FTSA	3	0,0%							
8:2 FTOH	22	0,0%							
C604	22	0,0%							
DONA	22	0,0%							
HFPO-DA	22	0,0%							
PFDA	45	0,0%							
PFDS	45	0,0%							
PFDoA	45	0,0%							
PFDoDS	45	0,0%							
PFHS	3	0,0%							
PFHpS	45	0,0%							
PFHxDA	22	0,0%							
PFNA	45	0,0%							
PFNS	45	0,0%							
PFODA	22	0,0%							
PFPeS	45	0,0%							
PFTeA	22	0,0%							
PFTTrDA	45	0,0%							
PFUnA	45	0,0%							
PFUnDS	45	0,0%							

Nombre d'établissements 9

Nombre de substances 32

38.22Y - Valorisation énergétique

Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
PFBA	9	67%	6	0,1	0,66	0,868	2,39	0,94	2,12
PFBS	9	44%	4	0,1	0,11	2,56	9,93	4,91	8,46
PFDA	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFDS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFDoA	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFDoDS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFTpA	9	67%	6	0,1	0,355	0,395	0,84	0,33	0,785
PFTpS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFTtA	9	78%	7	0,1	0,34	5,61	16,2	7,01	14,97
PFTtS	3	100%	3	0,1	0,1	0,4	1	0,52	0,91
PFNA	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFNS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFOA	9	67%	6	0,1	0,35	0,42	1,01	0,38	0,91
PFOS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFPeA	9	67%	6	0,1	0,47	1,095	2,74	1,29	2,73
PFPeS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFTtDA	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFTtDS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFUnA	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFUnDS	9	33%	3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,70E-17	0,1
PFtS	6	0%							

Nombre d'établissements 2

Nombre de substances 22

38.32Y - Mise en décharge ou stockage permanent

Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	sur les données >LQ						
			Nb analyse	Cmin	Cmed	Cmoy	Cmax	Ecart-type	P95
PFBA	35	36%	13	0,012	0,46	0,62	1,5	0,56	1,44
PFBS	33	28%	9	0,064	0,32	5,73	20	8,00	18,4
PFDA	33	9%	3	0,033	0,047	0,04	0,051	0,01	0,0506
PFFHpA	33	21%	7	0,012	0,15	0,20	0,43	0,18	0,43
PFFHpS	33	3%	1	0,014	0,014	0,01	0,014		0,014
PFFHxA	33	36%	12	0,07	0,265	1,06	4,1	1,50	4,045
PFFHxS	33	9%	3	0,16	0,17	0,17	0,17	0,01	0,17
PFNA	33	9%	3	0,033	0,04	0,04	0,053	0,01	0,0517
PFOA	33	21%	7	0,013	0,14	0,49	1,27	0,56	1,192
PFOS	33	10%	3	0,25	0,268	0,27	0,29	0,02	0,2878
PFPeA	33	37%	13	0,019	0,22	0,46	1,8	0,57	1,44
PFPeS	33	9%	3	0,044	0,048	0,06	0,078	0,02	0,075
PFODA	29	0%							
PFNS	33	0%							
PFFHxDA	32	0%							
PFDS	33	0%							
PFDoA	33	0%							
PFDoDS	33	0%							
6:2 FTOH	29	0%							
6:2 FTSA	6	0%							
8:2 FTOH	29	0%							
C604	29	0%							
DONA	29	0%							
HFPO-DA	29	0%							
PFTeA	29	0%							
PFTriDA	33	0%							
PFTriDS	33	0%							
PFUnA	33	0%							
PFUnDS	33	0%							

Nombre d'établissements	8
Nombre de substances	30

38.33Y - Autre élimination des déchets			38.23Y - Autre valorisation des déchets			38.12Y - Collecte des déchets dangereux		
Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)	Paramètre	Nb d'analyses	FQ (%)
62FTOH	3	0%	PFBA	3	0%	62FTOH	3	0,0%
82FTOH	3	0%	PFBS	3	0%	82FTOH	3	0,0%
C604	3	0%	PFDA	3	0%	C604	3	0,0%
DONA	3	0%	PFDS	3	0%	DONA	3	0,0%
HFPO-DA	3	0%	PFDoA	3	0%	HFPO-DA	3	0,0%
PFBA	3	0%	PFDoDS	3	0%	PFBA	3	0,0%
PFBS	3	0%	PFFpA	3	0%	PFBS	3	0,0%
PFDA	3	0%	PFFpS	3	0%	PFDA	3	0,0%
PFDS	3	0%	PFFhA	3	0%	PFDS	3	0,0%
PFDoA	3	0%	PFFhS	3	0%	PFDoA	3	0,0%
PFDoDS	3	0%	PFNA	3	0%	PFDoDS	3	0,0%
PFFpA	3	0%	PFNS	3	0%	PFFpA	3	0,0%
PFFpS	3	0%	PFOA	3	0%	PFFpS	3	0,0%
PFFhA	3	0%	PFOS	3	0%	PFFhA	3	0,0%
PFFhDA	3	0%	PFPeA	3	0%	PFFhDA	3	0,0%
PFFhS	3	0%	PFPeS	3	0%	PFFhS	3	0,0%
PFNA	3	0%	PFTiDA	3	0%	PFNA	3	0,0%
PFNS	3	0%	PFTiDS	3	0%	PFNS	3	0,0%
PFOA	3	0%	PFUnA	3	0%	PFOA	3	0,0%
PFODA	3	0%	PFUnDS	3	0%	PFODA	3	0,0%
PFOS	3	0%				PFOS	3	0,0%
PFPeA	3	0%				PFPeA	3	0,0%
PFPeS	3	0%	Nombre d'établissements	1		PFPeS	3	0,0%
PFTeA	3	0%	Nombre de substances	20		PFTeA	3	0,0%
PFTiDA	3	0%				PFTiDA	3	0,0%
PFTiDS	3	0%				PFTiDS	3	0,0%
PFUnA	3	0%				PFUnA	3	0,0%
PFUnDS	3	0%				PFUnDS	3	0,0%
Nombre d'établissements	1					Nombre d'établissements	1	
Nombre de substances	28					Nombre de substances	28	