

Dépollution des eaux : stratégies et pistes de financement

MAI 2026

ANNEXES

Guillaume
Choisy

IGEDD
N°016440-01

Céline
Debrieu-Levrat

IGEDD
N°016440-01

Johanna
Buchter

IGAS
N°2025-081R

Anne-Caroline
Sandeau-Gruber

IGAS
N°2025-081R

Eric
Collin

CGAAER
N°25106

Gilles
Crosnier

CGAAER
N°25106

Avec la contribution de Carole **Toque** et de Caroline **Llacer**, membres du pôle DATA de l'IGEDD

SOMMAIRE

ANNEXE 1 : DONNEES, TABLEAUX ET CARTES ILLUSTRANT LES CONSTATS DE LA MISSION	7
1 NORMES EN MATIERE D’EAU POTABLE	7
1.1 RAPPEL DES LIMITES DE QUALITE APPLICABLES EN FRANCE A L’EAU POTABLE	7
1.2 LA LISTE DES SUBSTANCES SURVEILLEES DETERMINE LE PERIMETRE D’APPLICATION DES NORMES	10
2 ETAT DES POLLUTIONS	11
2.1 POLLUTIONS D’ORIGINE AGRICOLE.....	11
2.2 PFAS	19
2.3 PRESENCE SIMULTANEE DE PLUSIEURS POLLUANTS	19
3 CARTES DE CROISEMENT APPUYANT LA TERRITORIALISATION DE LA DOCTRINE GRADUEE PROPOSEE PAR LA MISSION	21
3.1 PRESSION POLLUANTE	22
3.2 CAPACITE D’ACTION DE SERVICES.....	28
3.3 MARGES DE MANŒUVRE CURATIVES	29
3.4 VULNERABILITE DE LA RESSOURCE QUANTITATIVE	31
3.5 VULNERABILITE DE LA RESSOURCE QUALITATIVE	32
3.6 EXPOSITION SANITAIRE	34
3.7 CONCLUSION	35
4 ANALYSE DES PLANS D’ACTIONS MIS EN ŒUVRE DANS LE CADRE DES DEROGATIONS	36
ANNEXE 2 : PRINCIPAUX LEVIERS DE DEPOLLUTION ET LEURS LIMITES	39
1 LES INTERDICTIONS GENERALES DE PRODUCTION OU D’USAGE SONT LE PREMIER LEVIER DE PREVENTION DES RISQUES MAIS DONT L’USAGE APPARAÎT STRUCTURELLEMENT EN RETARD ET INCOMPLET, LAISSANT EN HERITAGE DES STOCKS DE POLLUTION IMPORTANTS.....	39
1.1 LE SYSTEME DES AUTORISATIONS DE MISE SUR LE MARCHÉ (AMM) DES PESTICIDES : UNE MAÎTRISE DES RISQUES DONT L’INERTIE GÈNERE DES POLLUTIONS EN HERITAGE.....	41
1.2 RESTREINDRE, A L’ÉCHELLE EUROPÉENNE, LA PRODUCTION ET L’USAGE DE CERTAINS PRODUITS CHIMIQUES, NOTAMMENT LES PFAS, RESTE L’APPROCHE LA PLUS EFFICACE POUR PROTÉGER LA POPULATION ET LIMITER LES COÛTS FUTURS DE DÉPOLLUTION	43
1.2.1 <i>La restriction des PFAS se met en place progressivement depuis 15 ans</i>	<i>43</i>
1.2.2 <i>Les interdictions mises en place montrent d’ores et déjà des effets sur l’imprégnation des populations, y compris pour des substances très persistantes et bioaccumulatives.....</i>	<i>44</i>
1.2.3 <i>Les restrictions posées comportent de nombreuses lacunes et doivent être renforcées</i>	<i>44</i>
2 LES LEVIERS PREVENTIFS LOCAUX SONT INDISPENSABLES POUR REDUIRE LES RISQUES LIES AUX USAGES QUI RESTENT AUTORISÉS ET LIMITER LES BESOINS FUTURS EN CURATIF	47
2.1 PREVENTIF AGRICOLE : AMÉLIORER L’EFFICACITÉ DES OUTILS ET LA CAPACITÉ DES PRPDE À AGIR ET À ENGAGER LES AUTRES PARTIES PRENANTES	49
2.2 PREVENTIF INDUSTRIEL : CONSTRUIRE UNE POLITIQUE DE RÉDUCTION DES REJETS DE PFAS	53
2.3 PREVENTIF URBAIN : INTÉGRER LES PFAS DANS LA MISE EN ŒUVRE DE LA DERU2	56
2.4 LES PROBLÉMATIQUES DE TRANSFERTS DE POLLUTION ENTRE MILIEUX ET DE RE-POLLUTION DOIVENT ÊTRE MIEUX PRIS EN CHARGE	58

3 LES MESURES CURATIVES SONT NECESSAIRES DANS CERTAINES SITUATIONS MAIS DOIVENT RESTER PROPORTIONNEES, EN RAISON DE LEUR COUT ET DE LEURS EXTERNALITES NEGATIVES..... 59

- 3.1 FACE AUX SITUATIONS D'URGENCE ET AUX POLLUTIONS HISTORIQUES SUR LESQUELLES LES MESURES PREVENTIVES SONT INOPERANTES, DES MESURES CURATIVES SONT ET RESTERONT NECESSAIRES 59
- 3.2 LES SOLUTIONS CURATIVES QUI PERMETTENT D'ABATTRE LES PFAS, Y COMPRIS LE TFA, ET LES METABOLITES DANS LES EDCH SONT COUTEUSES ET GENERENT DES DEPENDANCES STRATEGIQUES 60

ANNEXE 3 : PARANGONNAGE INTERNATIONAL DES POLITIQUES DE DEPOLLUTION DE L'EAU POTABLE 65

1 INTRODUCTION GENERALE ET CADRE DE LECTURE..... 65

- 1.1 PRINCIPE METHODOLOGIQUE : COMPRENDRE POUR S'INSPIRER..... 65
- 1.2 CE QUE LE BENCHMARK PERMET D'ECLAIRER..... 65
- 1.3 PERIMETRE GEOGRAPHIQUE ET DIVERSITE DES CONFIGURATIONS ETUDIEES 66
- 1.4 ORGANISATION DE L'ANNEXE..... 67

2 DISPOSITIFS OBSERVES : BONNES PRATIQUES, CONDITIONS DE REUSSITE, RESULTATS ET LIMITES67

- 2.1 NORMES ET CADRE REGLEMENTAIRE 67
 - 2.1.1 Normes plus exigeantes que celles de l'Union européenne et dynamique d'anticipation..... 67
 - 2.1.2 Dispositifs d'anticipation et d'accompagnement de la valeur des normes..... 68
 - 2.1.3 Encadrement des dérogations et retour à la conformité 68
 - 2.1.4 Prise en compte des expositions cumulées 69
 - 2.1.5 Lien entre normes de qualité et action à la source 69
- 2.2 TRAITEMENT, PREVENTION ET INGENIERIE 69
 - 2.2.1 Prévention à la source, protection des captages et reconquête des ressources dégradées..... 70
 - 2.2.2 Recours au traitement curatif : portée et limites 70
 - 2.2.3 Soutien à l'innovation et expérimentation technologique 71
 - 2.2.4 Mutualisation de l'ingénierie et des achats 72
 - 2.2.5 Gestion des sous-produits et risques de transfert de pollution 72
- 2.3 GOUVERNANCE, COORDINATION A PLUSIEURS NIVEAUX ET ENTRE POLITIQUES PUBLIQUES..... 72
 - 2.3.1 Pilotage national et coordination stratégique..... 72
 - 2.3.2 Organisation des relais territoriaux..... 73
 - 2.3.3 Coordination en situation de crise 73
 - 2.3.4 Renforcement des capacités techniques nationales..... 73
 - 2.3.5 Transparence, observatoire et données publiques 73
 - 2.3.6 Articulation intersectorielle des politiques publiques..... 74
- 2.4 ACCEPTABILITE SOCIALE ET MOBILISATION DES ACTEURS 74
 - 2.4.1 Concertation locale et implication des parties prenantes..... 74
 - 2.4.2 Information et pédagogie des décisions..... 75
 - 2.4.3 Influence des contextes institutionnels et culturels..... 75
 - 2.4.4 Effets sur la soutenabilité politique des décisions 75
- 2.5 FINANCEMENT ET MODELES ECONOMIQUES..... 76
 - 2.5.1 Financement via la tarification régulée..... 76
 - 2.5.2 Mobilisation de financements publics nationaux ou fédéraux..... 76
 - 2.5.3 Responsabilité environnementale et contributions industrielles..... 76
 - 2.5.4 Fonds pérennes et visibilité pluriannuelle 77
 - 2.5.5 Modulation selon risque et capacité territoriale 77
 - 2.5.6 Acceptabilité sociale et mécanismes compensatoires 77

2.5.7	<i>Soutenabilité réelle, funding gaps et répartition effective des charges.....</i>	77
3	LOGIQUES DE HIERARCHISATION ET DE TERRITORIALISATION	79
3.1	COMMENT LES PAYS CHOISSENT CE QU'ILS VONT TRAITER EN PREMIER	79
3.1.1	<i>Approche ciblée PFAS ou logique multipolluants</i>	80
3.1.2	<i>Indicateurs individuels et valeurs-somme.....</i>	80
3.1.3	<i>Critères sanitaires, territoriaux et techniques de hiérarchisation.....</i>	80
3.2	DE LA PRESERVATION A LA MISE EN CONFORMITE : ARTICULATION ENTRE PRESERVATION, PREVENTION, RECONQUETE ET TRAITEMENT	81
3.2.1	<i>Préservation de la ressource : agir avant la dégradation</i>	81
3.2.2	<i>Prévention des pressions : réduction des flux polluants.....</i>	82
3.2.3	<i>Reconquête des ressources dégradées : temporalité et incertitudes.....</i>	82
3.2.4	<i>Traitement de l'eau distribuée : sécurité sanitaire immédiate</i>	82
3.2.5	<i>Conditionnalité des aides et alignement des incitations</i>	82
3.2.6	<i>Équilibres observés et limites systémiques.....</i>	82
3.3	TERRITORIALISATION DES REPONSES	83
3.3.1	<i>Différenciation selon vulnérabilité et pression polluante.....</i>	83
3.3.2	<i>Calendriers et modalités d'intervention adaptées.....</i>	84
3.3.3	<i>Transposabilité au regard de l'hétérogénéité française</i>	84
4	ROBUSTESSE ET LIMITES COMPAREES DES MODELES	85
4.1	CHAINE D'ANALYSE DE LA DECISION PUBLIQUE	85
4.2	RESULTATS OBSERVABLES ET INDICATEURS PUBLICS DE PERFORMANCE	86
4.2.1	<i>Indicateurs de conformité sanitaire : la plupart des pays étudiés publient un taux de conformité paramétrique annuel ou pluriannuel.</i>	87
4.2.2	<i>Indicateurs d'accidentologie et de résilience : certains pays publient des indicateurs relatifs aux événements significatifs affectant la qualité de l'eau ou la continuité de service.</i>	88
4.2.3	<i>Indicateurs relatifs à la pression sur la ressource et à la prévention : la robustesse d'une stratégie ne peut être évaluée uniquement à l'aune de la conformité au robinet. Plusieurs pays publient des données relatives à l'état de la ressource.</i>	88
4.3	LECTURE COMPARATIVE MULTICRITERES	88
4.4	TRANSPARENCE ET REDEVABILITE COMME LEVIER TRANSVERSAL	89
5	ENSEIGNEMENTS POUR LES SCENARIOS FRANÇAIS.....	90
5.1	ARBITRAGES DES SCENARIOS	90
5.2	COMBINAISONS COHERENTES ET INCOMPATIBILITES A EVITER	91
6	CONCLUSION - SYNTHESE POUR LES DECIDEURS	91
	ANNEXE 4 : MODELE ECONOMIQUE DE L'EAU ET FINANCEMENT DE LA DEPOLLUTION	93
1	LE MODELE ECONOMIQUE DE L'EAU : UN SYSTEME ROBUSTE MAIS QUI DOIT EVOLUER POUR SECURISER LA QUALITE DES EAUX DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE	93
1.1	LES DEPENSES ACTUELLES POUR LA POLITIQUE DE L'EAU EN FRANCE METROPOLITAINE S'ELEVANT A PRES DE 24 Md€ DONT 17 Md€ POUR LES SERVICES D'EAU POTABLE ET D'ASSAINISSEMENT	93
1.1.1	<i>Le modèle de financement de l'eau potable et de l'assainissement repose sur un budget annexe des collectivités locales.....</i>	93
1.1.2	<i>Le coût annuel consolidé des services d'eau potable et d'assainissement est estimé à 16,6Mds d'euros par an</i>	94
1.1.3	<i>Les financeurs de la politique de l'eau interviennent à toutes les échelles administratives et hydrographiques avec d'importantes disparités.....</i>	95

1.2	LE SYSTEME DES REDEVANCES DES AGENCES DE L'EAU : FONDEMENTS, ASSIETTES ET EVOLUTIONS DES PLAFONDS	98
1.2.1	<i>Cadre général et principe de financement.....</i>	98
1.2.2	<i>Typologie des redevances et bases fiscales associées</i>	99
1.3	ESTIMATION DU COUT DE LA DE POLLUTION DES EAUX DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE	102
1.3.1	<i>Une estimation à 200 M€/an du coût actuel des actions préventives.....</i>	102
1.3.2	<i>La mission estime à 550 M€/an le coût actuel des actions curatives.....</i>	103
2	MEME EN RENFORÇANT LA FISCALITE BASEE SUR LE PRINCIPE « POLLUEUR-PAYEUR », LE PRIX DE L'EAU ET LA MOBILISATION DE LA CAPACITE D'EMPRUNT DES COLLECTIVITES DEVRONT AUGMENTER...	104
2.1	LA HAUSSE DU PRIX DE L'EAU DANS SES DEUX COMPOSANTES – TARIF ET REDEVANCE – CONSTITUE LE PRINCIPAL LEVIER DE FINANCEMENT	104
2.1.1	<i>Composante tarif et composante redevance, eau potable et assainissement.....</i>	104
2.1.2	<i>Analyse du consentement des Français à payer l'eau</i>	104
2.1.3	<i>Des hypothèses de hausse du prix de l'eau de 25% sur l'assainissement et 50% sur l'eau potable permettraient de générer 5,3Md€ par an.....</i>	105
2.1.4	<i>Plusieurs leviers sont mobilisables pour modérer cette hausse qui affecterait l'ensemble des ménages et particulièrement ceux qui se trouvent dans les zones rurales fortement exposés aux pollutions</i>	107
2.2	MOBILISER LES CAPACITES D'EMPRUNT PARTIELLEMENT INEXPLOITEES ET LES OUTILS DE FINANCEMENT ADAPTES PERMETTRAIT DE LISSER L'AUGMENTATION DU PRIX DE L'EAU OU DE FINANCER DAVANTAGE D'INVESTISSEMENTS	108
2.2.1	<i>Une CAF globalement positive mais structurellement contrainte</i>	108
2.2.2	<i>Un autofinancement très hétérogène selon la taille des services</i>	108
2.2.3	<i>Taux d'endettement actuel des collectivités de l'eau.....</i>	109
2.2.4	<i>Une fragmentation excessive des opérations limite le recours à l'endettement</i>	109
2.2.5	<i>La Banque des territoires dispose avec l'Aquaprêt d'un outil d'endettement adapté aux investissements nécessaires à la dépollution des EDCH.....</i>	109
2.2.6	<i>La Banque européenne d'investissement (BEI) pourrait contribuer au financement d'importants investissements</i>	110
2.2.7	<i>Quelle condition de taille des structures de traitement des eaux pour asseoir un modèle économique ?.....</i>	111
3	LES MECANISMES FISCAUX POLLUEUR-PAYEUR DEVRONT ETRE RENFORCES.....	112
3.1	RECEMMENT CREEE, LA REDEVANCE PFAS POURRAIT ETRE MOBILISEE DAVANTAGE EN AUGMENTANT L'ASSIETTE ET SON RENDEMENT	112
3.1.1	<i>Présentation de la redevance PFAS.....</i>	112
3.1.2	<i>Une évolution de la redevance PFAS pourrait augmenter les ressources de 100 M€/an.</i>	112
3.2	UNE RESPONSABILITE ELARGIE DU PRODUCTEUR POURRAIT ETRE PREVUE DANS LE CADRE DE LA DERU2	113
3.2.1	<i>L'objectif de la responsabilité élargie du producteur (REP).....</i>	113
3.2.2	<i>Un besoin de 13 milliards d'euros financé par une REP de 530M€/an</i>	114
3.3	EVOLUTION DU FINANCEMENT DES AGENCES DE L'EAU	114
3.3.1	<i>Mobiliser la taxe GEMAPI pour financer la solidarité de bassin.....</i>	114
3.3.2	<i>Couplage avec une évolution des redevances des agences de l'eau</i>	116
3.3.3	<i>Une piste qui mériterait d'être expertisée : une Contribution Volontaire des Entreprise producteurs d'eau en bouteille.....</i>	117
4	CETTE HAUSSE DES RECETTES DOIT S'ACCOMPAGNER D'UNE STRATEGIE DE FINANCEMENT DE LA POLITIQUE PUBLIQUE DE L'EAU	118
4.1	LA NECESSAIRE CLARIFICATION DU ROLE DES AGENCES DE L'EAU DANS LA REDUCTION DES INEGALITES TERRITORIALES ..	118

4.2	HOMOGENEISER LES DOCTRINES ET ELARGIR LES POSSIBILITES DE FINANCEMENT DE L'EAU POTABLE DANS LE CADRE DES 12IEMES PROGRAMMES DES AGENCES DE L'EAU	119
5	RAPPROCHEMENT DES BESOINS DE FINANCEMENT AVEC LES RECETTES POTENTIELLES	119

ANNEXE 1 : Données, tableaux et cartes illustrant les constats de la mission

1 Normes en matière d'eau potable

1.1 Rappel des limites de qualité applicables en France à l'eau potable

[1] D'un point de vue réglementaire, les eaux font l'objet de programmes de surveillance et de contrôle sanitaire encadrés au niveau européen par deux directives :

- La **directive cadre sur l'eau (DCE)**¹, qui concerne uniquement les eaux de surface comme les eaux souterraines, et ses directives filles notamment celles sur les eaux souterraines et sur les normes de qualité environnementale. Etablie pour répondre à un objectif d'atteinte du bon état des milieux naturels, celle-ci se concrétise au niveau national dans les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) qui en constituent les plans de gestion actualisés tous les 6 ans à l'échelle des bassins versants.
- La **directive « eau potable »**², qui porte sur les eaux distribuées et une partie des eaux brutes, la directive relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH). Etablie avec une approche sanitaire, celle-ci vise à « protéger la santé des personnes des effets néfastes de la contamination des EDCH en garantissant la salubrité et la propreté de celles-ci » et constitue le socle de la politique de surveillance et de contrôle menée par les agences régionales de santé (ARS).

[2] L'annexe 1 de la directive « eau potable » définit comme suit les normes de qualité applicables à l'eau potable :

Tableau 1 : Limites de qualité applicables à l'eau potable et liste des substances auxquelles elles s'appliquent

Substance	Limite de qualité	Unité	Commentaires
Pesticides	0,10	µg/l	Par « pesticides », on entend : — les insecticides organiques, — les herbicides organiques, — les fongicides organiques, — les nématocides organiques, — les acaricides organiques, — les algicides organiques, — les rodenticides organiques, — les produits antimoisissures organiques, — les produits apparentés (notamment les régulateurs de croissance),

¹ [Directive 2000/60/CE — cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau](#)

² [Directive - 2020/2184](#) du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), refonte de la directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des EDCH

			et leurs métabolites, tels que définis à l'article 3, point 32), du règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil ⁽¹⁾, qui sont considérés comme pertinents pour les eaux destinées à la consommation humaine. Un métabolite de pesticide est jugé pertinent pour les eaux destinées à la consommation humaine s'il y a lieu de considérer qu'il possède des propriétés intrinsèques comparables à celles de la substance mère en ce qui concerne son activité cible pesticide ou qu'il fait peser (par lui-même ou par ses produits de transformation) un risque sanitaire pour les consommateurs.
			La valeur paramétrique de 0,10 µg/l s'applique à chaque pesticide particulier. En ce qui concerne l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlorépoxyde, la valeur paramétrique est 0,030 µg/l. Les États membres définissent une valeur indicative aux fins de la gestion de la présence de métabolites non pertinents de pesticides dans les eaux destinées à la consommation humaine. Seuls les pesticides dont la présence dans une distribution donnée est probable doivent faire l'objet d'une surveillance. Sur la base des données communiquées par les États membres, la Commission peut établir une base de données des pesticides et de leurs métabolites pertinents en tenant compte de leur présence possible dans les eaux destinées à la consommation humaine.
Total pesticides	0,50	µg/l	Par « Total pesticides », on entend la somme de tous les pesticides individuels, tels qu'ils sont définis à la ligne précédente, détectés et quantifiés dans le cadre de la procédure de surveillance.
Total PFAS	0,50	µg/l	Par « Total PFAS », on entend la totalité des substances alkylées per- et polyfluorées. Cette valeur paramétrique ne s'appliquera qu'une fois que des lignes directrices techniques pour la surveillance de ce paramètre auront été élaborées conformément à l'article 13, paragraphe 7. Les États membres pourront alors décider d'utiliser l'un ou l'autre des paramètres « Total PFAS » ou « Somme PFAS », ou les deux paramètres.
Somme PFAS	0,10	µg/l	Par « Somme PFAS », on entend la somme des substances alkylées per- et polyfluorées qui sont considérées comme préoccupantes pour les eaux destinées à la consommation humaine et dont la liste figure à l'annexe III, partie B, point 3. Il s'agit d'un sous-ensemble des substances constituant le Total PFAS qui contiennent un groupement de substances perfluoroalkylées comportant trois atomes de carbone ou plus (à savoir, -CnF2n-, n ≥ 3) ou un groupement de perfluoroalkyléthers comportant deux atomes de carbone ou plus (à savoir, -CnF2nOCmF2 m-, n et m ≥ 1).

[3] Les normes de qualité applicables en France sont déterminées par [l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié](#)³ de la façon suivante :

[4] **Pour les eaux brutes :**

- 2 µg/l pour chacun des 20 PFAS « substances préoccupantes »
- 2 µg/l par substance individuelle de pesticides, y compris les métabolites pertinents ;
- 5 µg/l pour le total des pesticides et métabolites pertinents.

³ Par l'arrêté du 30 décembre 2022

[5] **Pour les eaux distribuées :**

- 0,1 µg/l pour chacun des 20 PFAS « substances préoccupantes »⁴ et 0,5 µg/l pour le total de ces 20 PFAS ;
- 0,1 µg/l par pesticide ou métabolite pertinent sauf exception et 0,5 µg/l pour le total des pesticides ou métabolites pertinents quantifiés⁵ ;
- 0,03 µg/l l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlorépoxyde, molécules plus toxiques actuellement interdites ;
- une valeur indicative de 0,9 µg/l par substance individuelle pour les métabolites de pesticides non pertinents (valeur uniquement applicable en France, déterminée après évaluation de l'Anses).

Encadré 1 : Valeurs sanitaires et trajectoires normatives : des approches contrastées à l'international

Pour la somme des PFAS dans l'eau de boisson, les valeurs de référence varient de 0,5 µg/L (OMS - 2022) à 0,03 µg/L (Santé Canada - 2023⁶).

Aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency (EPA) a établi, en 2024, des normes juridiquement contraignantes pour plusieurs PFAS dans l'eau potable, fixant pour les deux substances les plus étudiées (PFOA et PFOS), une limite de 0,004 µg/L. Cette décision illustre une approche exigeante en matière de protection, assortie de délais de mise en conformité et de coûts estimés substantiels pour les services d'eau⁷.

- Les valeurs individuelles définies par l'US EPA pour d'autres PFAS sont plus souples : 6 µg/L pour le PFBA, 3 µg/L pour le PFHxA.
- Pour le PFOA, les valeurs recommandées sont pour la plupart très basses, entre 0,004 µg et 0,069 µg/L mais elles vont dans certains pays jusqu'à 0,3 µg/L (Danish EPA- 2015) voire 0,56 µg/L.
- Pour le PFBA, la valeur sanitaire indicative recommandée oscille entre 6 µg/L (US EPA 2022) et 7 µg/L (MDH- 2018).
- Pour le PFHxA, entre 0,2 µg/L (MDH – 2021) et 3 µg/L (US EPA 2023)

Au Canada, Health Canada a proposé des lignes directrices nationales pour les PFAS de 0,03 µg/L pour la somme de 25 PFAS spécifiques⁸.

En Asie, des juridictions telles que Taïwan ont adopté des standards stricts pour des combinaisons de PFAS ; ainsi, les concentrations de PFOA + PFOS ne doivent pas dépasser 0,05 µg/L, et PFOS + PFHxS ne doivent pas dépasser 0,07 µg/L, illustrant une combinaison de restrictions sur des couples de substances spécifiques⁹.

⁴ Acide perfluorobutanoïque (PFBA), Acide perfluoropentanoïque (PFPeA), Acide perfluorohexanoïque (PFHxA), Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA), Acide perfluorooctanoïque (PFOA), Acide perfluorononanoïque (PFNA), Acide perfluorodécanoïque (PFDA), Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA), Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA), Acide perfluorotridécanoïque (PFTrDA), Acide perfluorobutanesulfonique (PFBS), Acide perfluoropentanesulfonique (PFPeS), Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS), Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS), Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS), Acide perfluorononane sulfonique (PFNS), Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS), Acide perfluoroundécane sulfonique, Acide perfluorododécane sulfonique, Acide perfluorotridécane sulfonique

⁵ Cette limite s'applique à l'ensemble des molécules listées dans l'Arrêté du 11 janvier 2007 déjà cité

⁶ Santé Canada recommande que les stations de traitement s'efforcent de maintenir les concentrations de PFAS dans l'eau potable au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (as low as reasonably achievable, ALARA).

⁷ <https://www.sedgwick.com/fr/blog/epa-advances-series-of-pfas-regulations/>

⁸ <https://eocp.ca/news/updated-drinking-water-guidelines-for-iron-pfas/>

⁹ <https://gpcgateway.com/regulatory-regions/taiwan/news-detail/taiwan-strengthens-drinking-water-safety-with-new-pfas-and-emerging-contaminant-guidelines-MjEwMg%3D%3D>

En Australie, les lignes directrices actualisées de 2025 fixent des limites distinctes pour plusieurs PFAS, notamment PFOS à 0,008 µg/L, PFOA à 0,2 µg/L, PFHxS à 0,03 µg/L et PFBS à 1 µg/L, traduisant une approche nationale structurée autour de différents paramètres selon leurs profils toxicologiques et leurs occurrences.¹⁰

L'Efsa (2020) a établi une dose hebdomadaire tolérable de 4,4 ng.kg-1 .sem-1 pour la somme du PFOA, PFNA, PFHxS et PFOS. La VR pour l'eau de boisson estimée à partir de ces données est estimée à 0,004 µg/L.

Source : [NOTE AST de l'Anses relative au recensement de valeurs de référence \(VR\) pour l'eau de boisson existantes pour les 20 PFAS listés dans la directive 2020/2184](#)

[6] Dans certains pays, ces limites de qualité constituent une cible à atteindre sans être assorties de mesures d'astreinte comme dans l'Union européenne. L'ensemble de ces exemples met en évidence non seulement la variabilité des limites de qualité d'un pays à l'autre, mais aussi des logiques différentes de lecture du risque : certaines réglementations privilégient des seuils très bas pour certains composés uniquement, d'autres proposent des combinaisons ou des limites différenciées par substance, et d'autres encore adoptent des lignes directrices qui intègrent des considérations de faisabilité.

1.2 La liste des substances surveillées détermine le périmètre d'application des normes

- Pour les pesticides, la référence à des définitions génériques des pesticides et de leur métabolite fait que toute nouvelle substance surveillée est instantanément soumise à la norme.

[7] La liste des substances actives de pesticides auxquelles s'appliquent ces normes n'est pas établie substance par substance mais selon une définition générique par familles de pesticides, ce qui fait que tout nouveau pesticide entrant dans les catégories listées est par défaut soumis à la règle des 0,1 µg dès qu'il est intégré dans la surveillance¹¹ et détecté dans l'eau.

[8] La directive « eau potable définit la notion de « métabolite de pesticide¹² pertinent ¹³» mais laisse aux autorités nationales le soin d'en compléter la liste. Découlant de l'application du principe de précaution, la sélection des molécules à surveiller se fonde sur deux principaux critères : leur niveau ou leur probabilité de présence (en nombre et en concentration) dans les EDCH ; leur impact avéré ou potentiel sur la santé humaine. Selon la méthode ANSES, l'absence ou l'insuffisance de données concernant un métabolite conduit à le classer comme pertinent (cf. rapport pesticides 2.2.1). Cette doctrine ANSES peut amener à déclasser un métabolite (cf. chlorothalonil R471811).

- Pour les PFAS, l'existence d'une liste limitative substance par substance apporte davantage de stabilité, l'enjeu principal actuel étant la potentielle réglementation du TFA en plus des 20 PFAS

¹⁰ <https://www.nhmrc.gov.au/about-us/news-centre/updated-australian-drinking-water-guidelines>

¹¹ L'annexe 2 du rapport IGAS/IGEDD/CGAAER de 2024 sur les pesticides expose de façon détaillée l'organisation de cette surveillance et les modalités de détermination des substances à contrôler. La mission invite le lecteur à s'y reporter pour de plus amples informations. [Rapport IGEDD/IGAS/CGAAER "Prévenir et maîtriser les risques liés à la présence de pesticides et de leurs métabolites dans l'eau destinée à la consommation humaine" 2024](#)

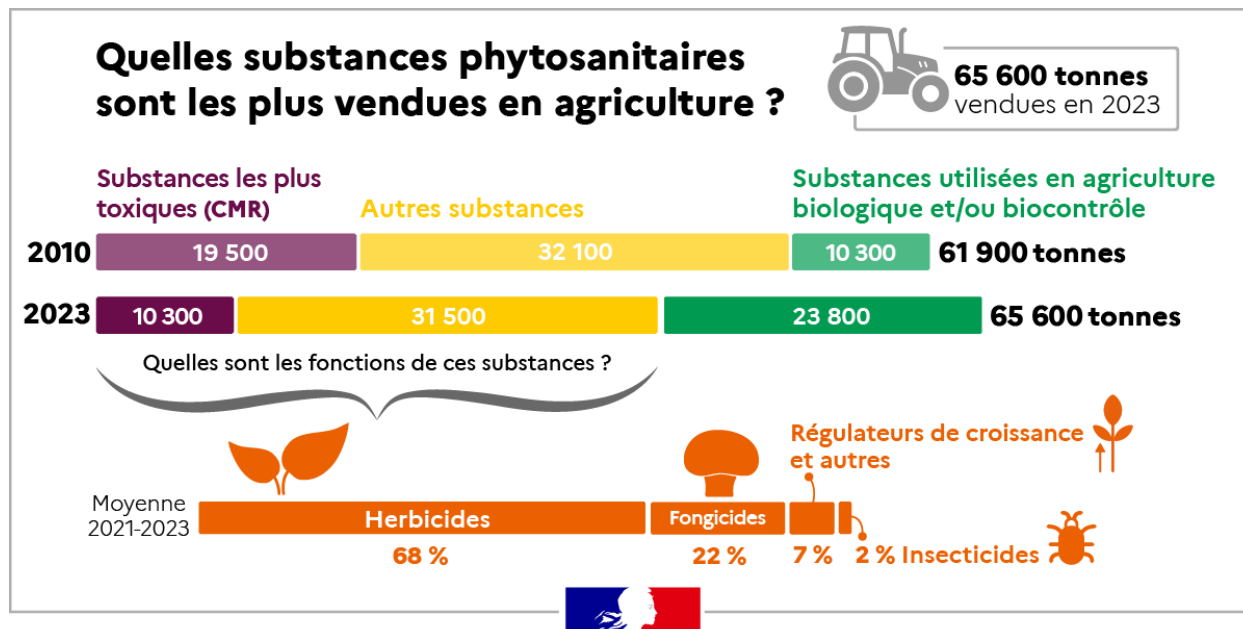
¹² « Métabolite de pesticide » : toute molécule qui participe au métabolisme en tant que produit de dégradation d'une substance active, d'un phytoprotecteur ou d'un synergiste, qui est formé soit dans un organisme, soit dans l'environnement.

¹³ Un métabolite de pesticides est jugé pertinent pour les EDCH « s'il y a lieu de considérer qu'il possède des propriétés intrinsèques comparables à celles de la substance mère en ce qui concerne son activité cible pesticide ou qu'il fait peser (par lui-même ou par ses produits de transformation) un risque sanitaire pour les consommateurs »

2 Etat des pollutions

2.1 Pollutions d'origine agricole

Schéma 1 : Les substances phytosanitaires les plus vendues en agriculture



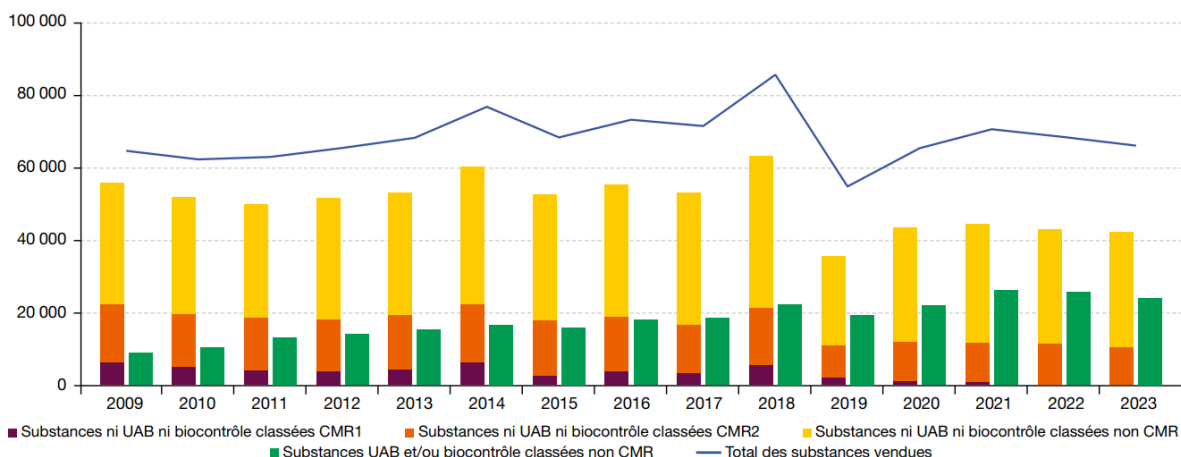
Source : SDES [État des lieux des ventes et des achats de produits phytosanitaires en France en 2023 | Données et études statistiques](#)

[9] La carte ci-dessous illustre la progressive élimination de l'usage des substances pesticides classées CMR1 jusqu'à leur interdiction et la baisse des substances classées CMR2 ainsi que la substitution progressive de pesticides conventionnels par des substances UAB ou biocontrôle.

Graphique 1 : Evolution des quantités de substances actives vendues

Graphique 1 : évolution des quantités de substances actives vendues

En tonnes



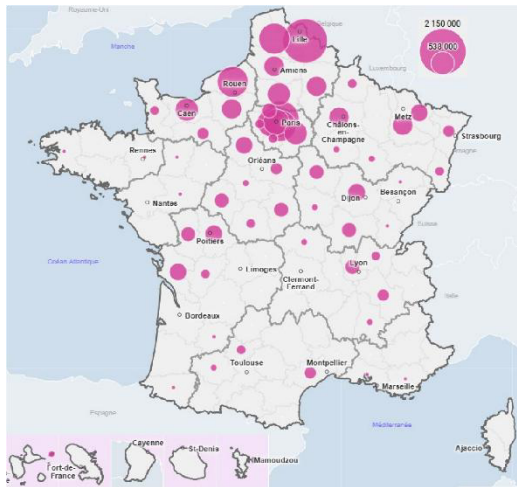
Notes : UAB = utilisable en agriculture biologique. CMR = substances considérées comme les plus toxiques « cancérogènes, mutagènes et reprotoxiques » avec CMR1 pour « avéré ou présumé » et CMR2 « suspecté ». Hors Banole pour la Martinique.

Champ : France entière.

Source : BNV-D. Traitements : OFB et SDES, 2024

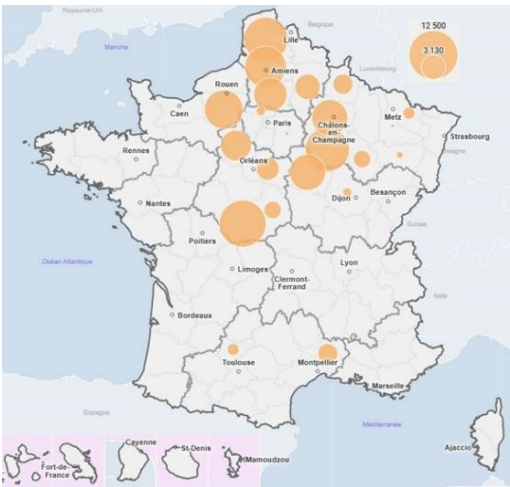
Source : [État des lieux des ventes et des achats de produits phytosanitaires en France en 2023](#)

Carte 1 : Carte des unités concernées par des dépassements liés aux pesticides



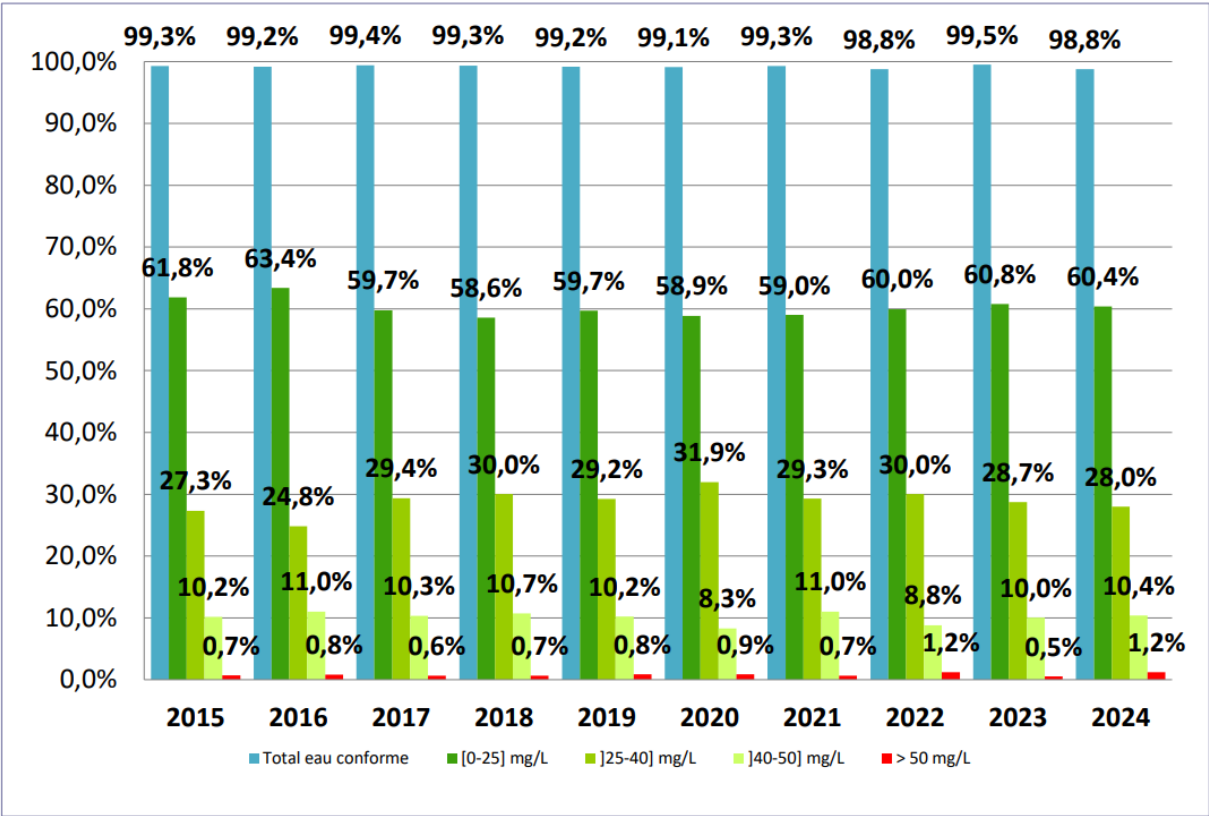
Source : Ministère de la santé - ARS - SISE-Eaux, Bilan de la qualité des eaux / pesticides – 2024
Champ : situations NC0, NC1 et NC2

Carte 2 : Carte des unités concernées par des dépassements récurrents en nitrates



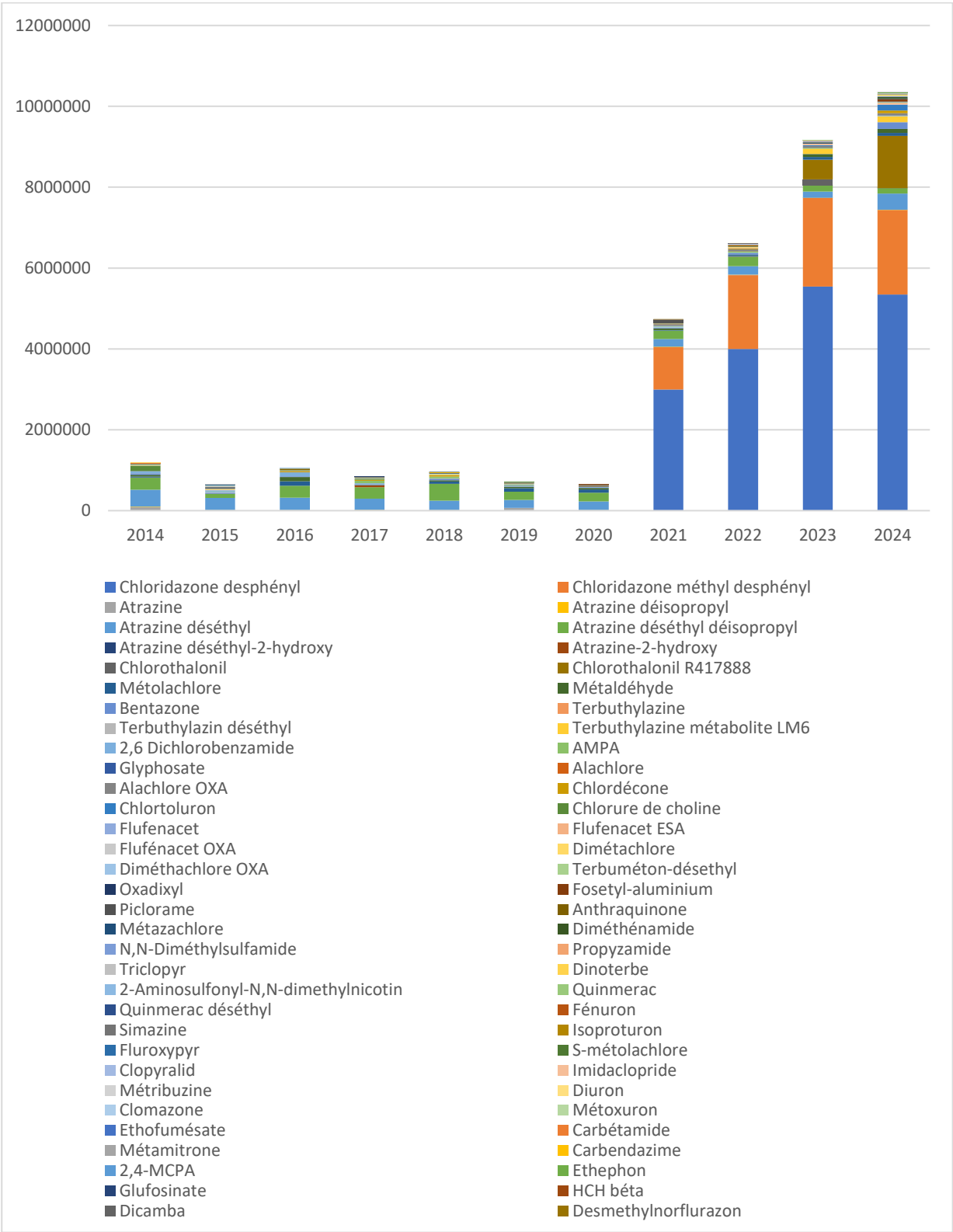
Source : Ministère de la santé - ARS - SISE-Eaux, Bilan de la qualité des eaux pour les nitrates - 2024

Graphique 2 : Evolution de la répartition de la population en fonction de la concentration maximale annuelle en nitrates entre 2015 et 2024.



Source : Ministère chargé de la santé - ARS - SISE-Eaux, Bilan de la qualité des eaux pour les nitrates - 2024

Graphique 3 : Evolution du nombre d'habitants exposés à des NC1 et NC2 en raison de la présence de pesticides et métabolites pertinents dans les EDCH entre 2014 et 2024



Source : bilans annuels de la qualité des eaux sur les Pesticides DGS¹⁴, retraitement mission

Champ : sans compter les métabolites déclassés ultérieurement

¹⁴ [Qualité de l'eau potable - Ministère de la Santé, de la Famille, de l'Autonomie et des Personnes handicapées](#)

Tableau 2 : Détail par substance des non-conformités de type NC1 et NC2 comptabilisées entre 2014 et 2024

Nom substance à l'origine de la NC1 ou 2	Statut actuel du Métabolite*	Interdit/ autorisé	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Chloridazone desphényl	Pertinent	Interdit depuis 2018								939	1137	1327	1353
Chloridazone méthyl desphényl	Pertinent									390	616	552	692
Total Chloridazone										1329	1753	1879	2045
Métolachlore		Interdit depuis 2003	22	17	31	4	27	28	21	22	20	37	22
Métolachlore NOA	Non pertinent								18	44	59		
Métolachlore ESA	Non pertinent		128	93	172	203	395	386	446	949	931		
Métolachlore OXA	Non pertinent		17	17	16	19	80	54	60	13			
Total Métolachlore			167	127	219	226	502	468	545	1028	1010	37	22
Atrazine		Interdit depuis 2004	24	20	19	22	15	20	15	8	7	2	6
Atrazine déisopropyl	Pertinent		8	7	7	5	3		3	6	5	2	1
Atrazine déséthyl	Pertinent		351	297	276	238	206	169	176	148	138	142	118
Atrazine déséthyl déisopropyl	Pertinent		247	118	146	173	192	152	143	143	150	100	79
Atrazine déséthyl-2-hydroxy	Pertinent						3				3	5	2
Atrazine-2-hydroxy	Pertinent		2			3					3	1	1
Total Atrazine			632	442	448	441	419	341	337	305	306	252	207
Chlorothalonil		Interdit depuis 2019										23	
Chlorothalonil R417888	Pertinent											135	353
Chlorothalonil R471811	Non pertinent										8	1710	1495
Total Chlorothalonil											8	1868	1848
Métazachlore		Autorisé	7	14	15	8	9	3	13	3	5	6	12
Métazachlore ESA	Non pertinent		6	8	28	44	134	139	90	2			
Métazachlore OXA	Non pertinent				10	10	33	25	11		2		
Total Métazachlore			13	22	53	62	176	167	114	5	7	6	12
Bentazone		Autorisé	27	34	41	25	25	25	21	31	22	4	14
Alachlore		Interdit depuis 2008							2		2		
Alachlore ESA	Non pertinent		15	14	26	22	44	90	32	4			
Alachlore OXA	Pertinent									5	5	3	3
Total Alachlore			15	14	26	22	44	90	34	9	7	3	3
Dimétachlore		Autorisé	17	11	3	7	14	6	6	3	13	3	8
CGA 369873 dimétachlore	Non pertinent					19		49	23				
Dimétachlore CGA 369873	Non pertinent					4	49	8	2				

Nom substance à l'origine de la NC1 ou 2	Statut actuel du Métabolite*	Interdit/ autorisé	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Diméthachlore OXA	Pertinent										2	6	7
Total Dimétachlore			17	11	3	30	63	63	31	3	15	9	15
Métaldéhyde		Autorisé	6		5	2	9	26	13	6	2	12	20
2,6 Dichlorobenzamide	Pertinent	non connu											
2,6 Dichlorobenzamide	Pertinent		22	15	12	10	12	4	2	5	7		7
Terbuméton-déséthyl	Pertinent	Interdit	17	11	6	6	4	5	4	9	14	7	13
AMPA		Autorisé	5	12	5	10	4	6	2	6	12	6	3
Glyphosate			2		5			2	2	4		1	3
Total Glyphosate			7	12	10	10	4	8	4	10	12	7	6
Flufenacet		Interdit en UE depuis 06/2025 - encore autorisé en France	2	2	4			7	4		6	3	7
Flufenacet ESA	Pertinent						4			5	12	15	12
Flufénacet OXA	Pertinent										4	1	1
Total Flufenacet			2	2	4		4	7	4	5	22	19	20
Terbutylazine		Autorisé					2						
Terbutylazine déséthyl	Pertinent		6	5	3	4	4	3		4			
Terbutylazine métabolite LM6	Pertinent											21	30
Chlortoluron		Autorisé	8	3	6	5	2	9	2		4	7	16
Oxadixyl		Interdit	5	3	4	3	6	6	3	5	6	10	9
Anthraquinone		Interdit depuis 2010	2		11	2		2	2		11	15	10
Diméthénamide		Interdit	5	5		3	8	9		4	3	5	11
Acétochlore		Interdit depuis 2017				2							
Acétochlore ESA	Non pertinent		5	2	4	2	11	11	11	2			
Total Acétochlore			5	2	4	4	11	11	11	2			
Quinmérac		Autorisé	3	6	4		5	7	3		3	1	9
Quinmérac déséthyl	Pertinent										2		
Total Quinmérac			3	6	4		5	7	3		5	1	9
Propyzamide		Autorisé	2	2			5	10		3	7	5	4
N,N-Diméthylsulfamide	Pertinent	Interdit								5	8	10	12
Chlordécone		Interdit depuis 1990	2		5	3	6		2	2	6		7
S-métolachlore		Interdit depuis 2024		2			2	14	3	6			1
Isoproturon		Interdit depuis 2016	10	6	7								
Simazine		Interdit		4	2	2			2	2		1	1

Nom substance à l'origine de la NC1 ou 2	Statut actuel du Métabolite*	Interdit/ autorisé	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Clopyralid	Autorisé		4			3	2	3				2	
Triclopyr	Autorisé		7	7									
Fénuron	Interdit						2	2	2	2	2		3
Dinoterbe	Interdit				2	2	3						5
Dicamba	Autorisé					2	2	7					
Chlorure de choline	Interdit		2			4	2	2					
Fosetyl-aluminium	Autorisé		2			2			2				4
Métribuzine	Interdit depuis 2007				2	2			2				3
Diuron	Interdit depuis 2020		2					3			3		1
Glufosinate	Interdit depuis 2018					2	6						
Imidaclopride	Interdit depuis 2009					4							4
Diméthomorphe	Interdit depuis 2007							4				2	
2-Aminosulfonyl-N,N-diméthylnicotin	non connu										5	1	
Clomazone	Autorisé		2		2								2
Imazamox	Autorisé					2	2		2				
2,4-MCPA	Autorisé			3									2
Lénacile	Autorisé		2			2							1
Diméthénamide-P	Autorisé									3		1	1
Fluroxypyr	Autorisé		2			2							
Ethofumésate	Autorisé								2				2
Métoxuron	Interdit								2	2			
Tribénuron-méthyle	Autorisé							4					
Nicosulfuron	Autorisé							4					
Ethidimuron	Interdit		3										
Mancozèbe	Interdit depuis 2021				3								
Ethyluree	non connu								3				

Nom substance à l'origine de la NC1 ou 2	Statut actuel du Métabolite*	Interdit/ autorisé	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Carbendazime		Interdit depuis 2007					3						
Epoxiconazole		Interdit depuis 2020				3							
Aminotriazole		Interdit depuis 2016		3									
Pendiméthaline		Autorisé						2					
Diflufenicanil		Autorisé											2
Dichloropropane-1,2		Interdit			2								
Carbétamide		Interdit depuis 2021	2										
Boscalid		Autorisé			2								
Métamitron		Autorisé											2
Desmethylnorflurazon		Interdit depuis 2004	2										
HCH bêta		Interdit											2
Piclorame		Autorisé								2			
Secbuméton		Interdit											1
Dieldrine		Interdit											1
Piperonil butoxide		non connu										1	
Hexazinone		Interdit										1	
Ethephon		Autorisé											1
Prosulfocarbe		Autorisé										1	
Métobromuron		Autorisé											1
Total (en comptant les métabolites déclassés ultérieurement)			988	749	893	890	1 335	1 304	1 154	2 787	3 245	4 187	4 380
Total (sans compter les métabolites déclassés ultérieurement)			817	615	637	567	589	542	461	1 773	2 245	2 477	2 885

Lecture : Les métabolites grisés ont été comptabilisés sur le moment comme pertinents mais ont ensuite été déclassés par les autorités sanitaires ; Les chiffres indiqués en rouge correspondent à des non-conformités dans les EDCH postérieures à l'interdiction d'usage du produit.

Source : bilans annuels de la qualité des eaux sur les Pesticides DGS, retraitement mission

Tableau 3 : Analyse des unités de distribution en NC1 ou NC2 en 2024

	Unités de distribution (UDI)		Population alimentée	
	Nombre d'UDI en non-conformité NC1 ou 2 en 2024	en % du nombre d'UDI contrôlées (19578 sur 23462)	en millions d'habitants	en % de la population alimentée par les unités contrôlées (67,4 M d'hab sur 68 M)
en non-conformité en 2024 uniquement en raison du Chlorothalonil R471811 jugé depuis non-pertinent par l'ANSES	816	4,1 %	3,4	5,10 %
encore en non-conformité fin 2024 après déclassement du chlorothalonil R471811	1819	9,3 %	7,1	10,5 %
Total 2024	2635	13,4 %	10,5	15,6 %

Source : Données DGS, analyse Mission

Champ : UDI en NC1 ou NC2 en 2024

Lecture : En 2024, parmi 2635 UDI en NC1 ou NC2, 1819 seulement l'étaient encore après déclassement du Chlorothalonil R471811. Cela représente 9,3 % des UDI contrôlées en 2024. 7,1M d'hab étaient encore alimentés par une eau considérée comme non-conforme fin 2024, 10,5 % de la population dont l'unité de distribution a été contrôlée en 2024.

Tableau 4 : Analyse de la nature des polluants impliqués dans les non-conformités NC1 et NC2 en 2024

	Unités de distribution (UDI)				Population alimentée	
	Nombre d'UDI en non-conformité NC1 ou 2 en 2024	en % des UDI contrôlées (19578 sur 23462)	en % des UDI encore non-conformes fin 2024	en nombre d'habitants	en % de la population alimentée par les unités contrôlées (67,4 M d'hab sur 68 M)	en % de la population alimentée par des unités encore non-conformes fin 2024
en non-conformité uniquement en raison de polluants encore autorisés	52	0,27 %	2,86 %	424 303	0,63 %	5,95 %
en non-conformité uniquement en raison de polluants déjà interdits	1568	8,01 %	86,20 %	5 797 808	8,60 %	81,29 %
en non-conformité à la fois en raison de polluants interdits et encore autorisés	199	1,02 %	10,94 %	910 060	1,35 %	12,76 %
Total des UDI en non-conformité fin 2024	1819	9,29 %	100 %	7 132 171	10,58 %	100 %

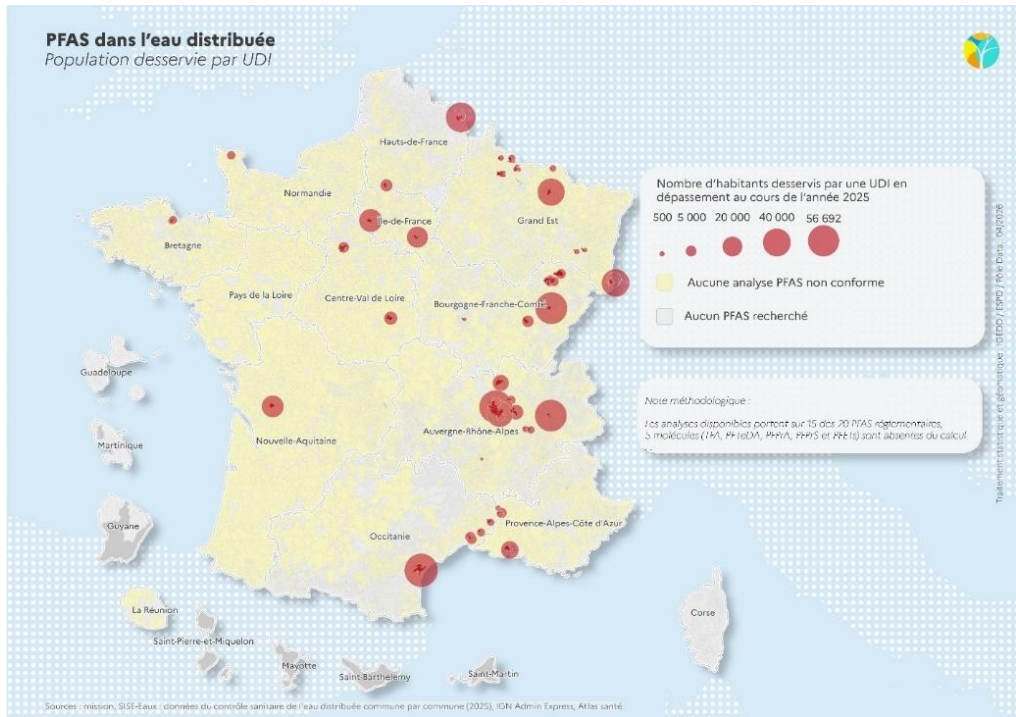
Source : Données DGS, analyse Mission

Champ : UDI en NC1 ou NC2 fin 2024 (les UDI uniquement en NC1 ou NC2 en raison de la présence de Chlorothalonil R471811. Les non-conformités dues au dépassement de la limite de qualité de 0,5µg/L pour la somme de l'ensemble des pesticides sont comptabilisées par défaut comme mixtes.

Lecture : Parmi 1819 UDI encore en NC1 ou NC2 fin 2024, 52 l'étaient uniquement en raison de polluants encore autorisés, 1568 uniquement en raison de polluants déjà interdits et 199 en raison de la présence mixte des deux types de polluants.

2.2 PFAS

Carte 3 : Dépassements des seuils de qualité pour les 20 PFAS réglementés dans l'eau distribuée

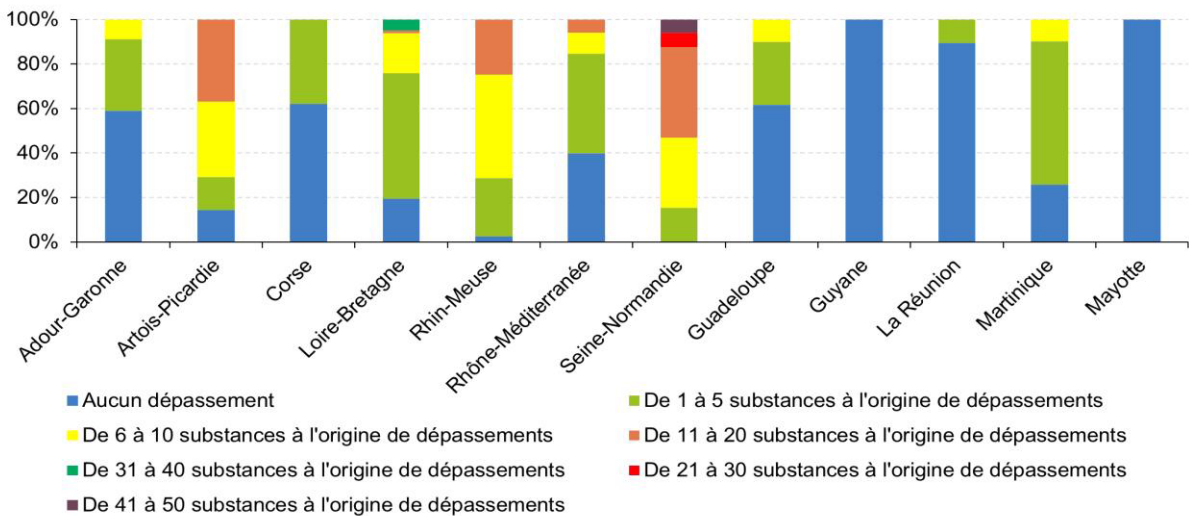


Source : Données SISE-EAUX 2025 - France – traitement par le pôle Data de l'IGEDD

2.3 Présence simultanée de plusieurs polluants

[10] Le graphique ci-dessous illustre la présence simultanée de plusieurs pesticides à l'origine de dépassements de seuils de qualité sur les bassins Seine-Normandie, Rhin-Meuse et Artois-Picardie.

Graphique 4 : Répartition surfacique des masses d'eau souterraines de niveau 1 selon le nombre de pesticides à l'origine de dépassements sur la période 2021-2023, par bassin hydrographique

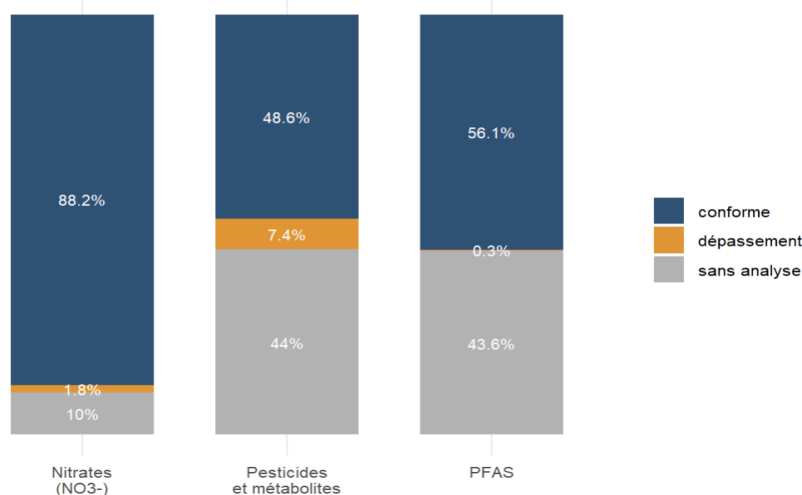


Source : BRGM/ADES - Extraction 2025. Traitements : SDES, 2025

Dans le bassin Adour-Garonne, 59 % de la surface des masses souterraines de niveau 1 ne font l'objet d'aucun dépassement des seuils de qualité, 30 % de la surface connaît des dépassements de 1 à 5 substances.

Note : Par masse d'eau de niveau 1, on entend les masses d'eau dont au moins 25 % de leur surface se trouve dans l'horizon le plus proche de la surface terrestre. Seules les analyses issues des réseaux de surveillance des agences et offices de l'eau et du réseau du contrôle sanitaire de l'eau destinée à la consommation humaine sont prises en compte. Seules les substances recherchées dans plus de 10 % des prélèvements sont prises en compte.

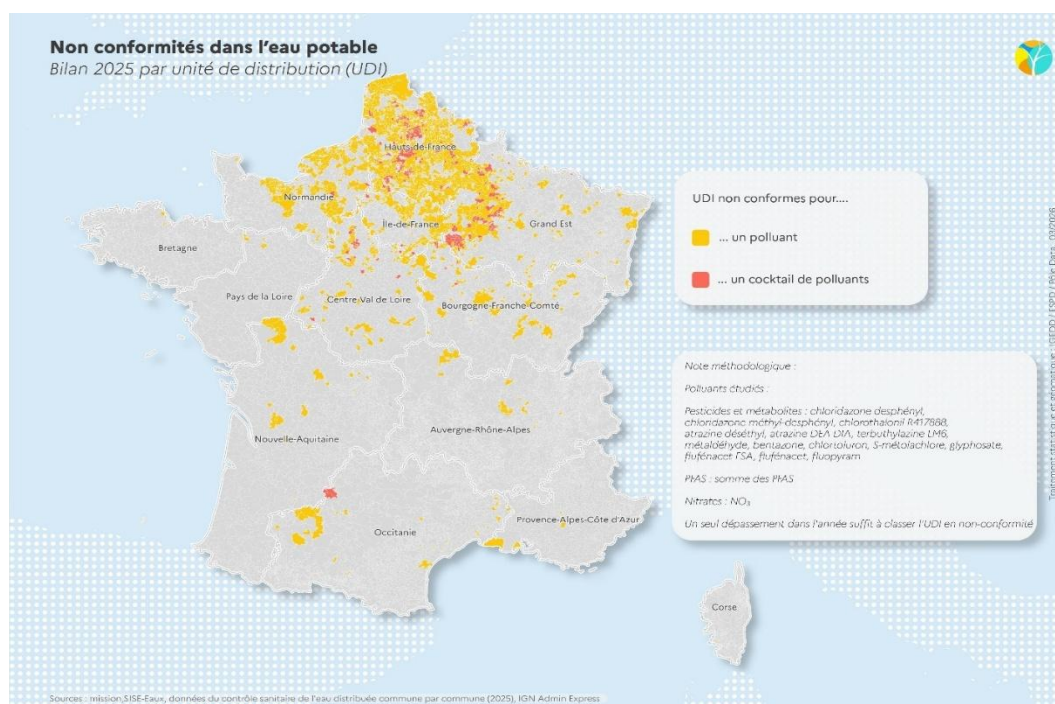
Graphique 5 : Aperçu des non-conformités relevées en 2025
Statut des UDI selon le contaminant dans l'eau distribuée



Source : Données SISE-EAUX, analyse par le pôle Data de l'IGEDD

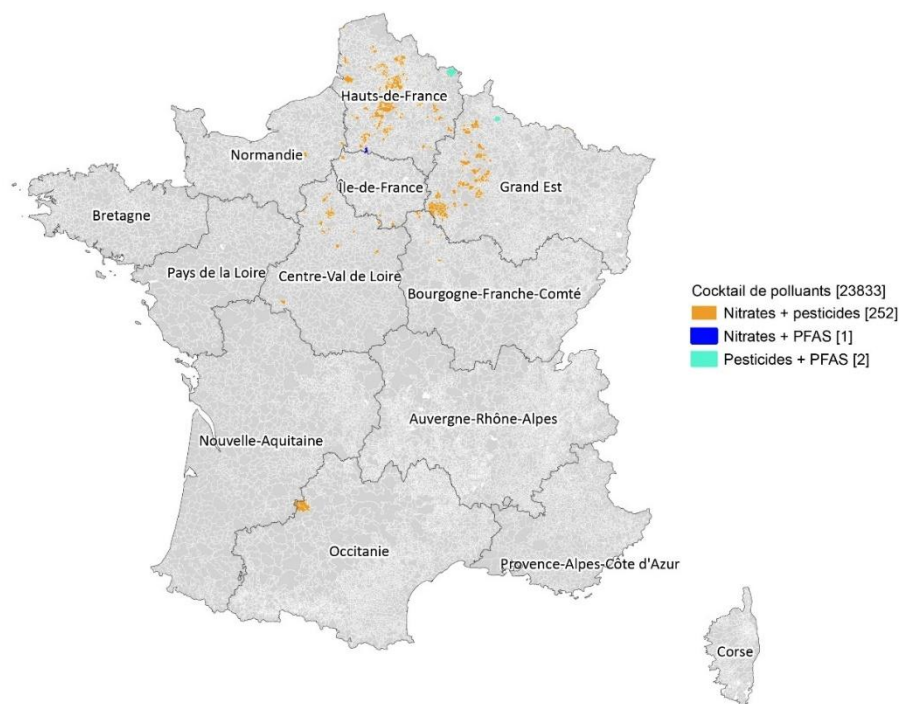
Champ : Les données ci-dessus correspondent à une analyse provisoire en attendant le bilan de la qualité des eaux 2025 qui sera publié de la DGS.

Carte 4 : Répartition territoriale des UDI en fonction du nombre de non-conformités observée sur une sélection de 15 polluants



Source : Données SISE-EAUX, analyse par le pôle Data de l'IGEDD

Carte 5 : Focus sur les UDI affectées par la présence de non-conformités de plusieurs natures



3 Cartes de croisement appuyant la territorialisation de la doctrine graduée proposée par la mission

[11] En sus des études de cas, l'analyse territoriale conduite par la mission repose sur un **travail de croisement inédit** entre plusieurs sources de données publiques, permettant de dégager des typologies robustes des situations locales en matière de sécurité de l'eau potable. Cette approche a vocation à objectiver, à l'échelle nationale, les grandes configurations territoriales au sein desquelles la doctrine graduée proposée par la mission est appelée à s'appliquer.

[12] À partir des résultats du contrôle sanitaire, la **pression polluante** a été mesurée au moyen d'un indicateur composite d'effet cumulatif des substances retrouvées dans les eaux brutes ou distribuées. Ce proxy permet de rendre compte des situations où plusieurs molécules (pesticides, métabolites, PFAS, et plus ponctuellement nitrates) coexistent, y compris à faibles doses, et dessinent **un risque cocktail potentiel**. Ce critère est essentiel pour **hiérarchiser les priorités d'action, notamment lorsqu'il se combine à une vulnérabilité connue du captage ou du réseau**.

[13] Puis, par croisement des bases des services publics de l'eau potable SISPEA, du contrôle sanitaire SISE-Eaux, et des bases environnementales telles que ADES ou Naïades, cinq dimensions ont été isolées pour caractériser les configurations à enjeu.

[14] La **première dimension** porte sur la **capacité d'action des services**, approchée par la taille des UDI, considérée ici comme une approximation des ressources financières, de l'accès à l'ingénierie et de la possibilité de portage de projets structurants. **Les très petits services, souvent en zone rurale, apparaissent plus fréquemment en difficulté, avec un moindre accès aux cofinancements ou à l'ingénierie publique**. Cette lecture est à croiser avec le constat selon lequel les services couvrant moins de 1 000 habitants sont les plus nombreux, alors qu'une très faible proportion de services de plus de 100 000 habitants couvre une part importante de la population.

[15] La **deuxième dimension** concerne les **marges de manœuvre curatives**, analysées à travers les échanges d'eau entre services. La position d'un service en acheteur ou vendeur d'eau reflète une capacité différenciée à se raccorder à des ressources de substitution. Les UDI isolées, sans achat possible, sont naturellement plus exposées à un défaut de sécurisation.

[16] Les **troisième et quatrième dimensions** portent sur la vulnérabilité de la ressource, prise en compte dans sa double composante **quantitative et qualitative**.

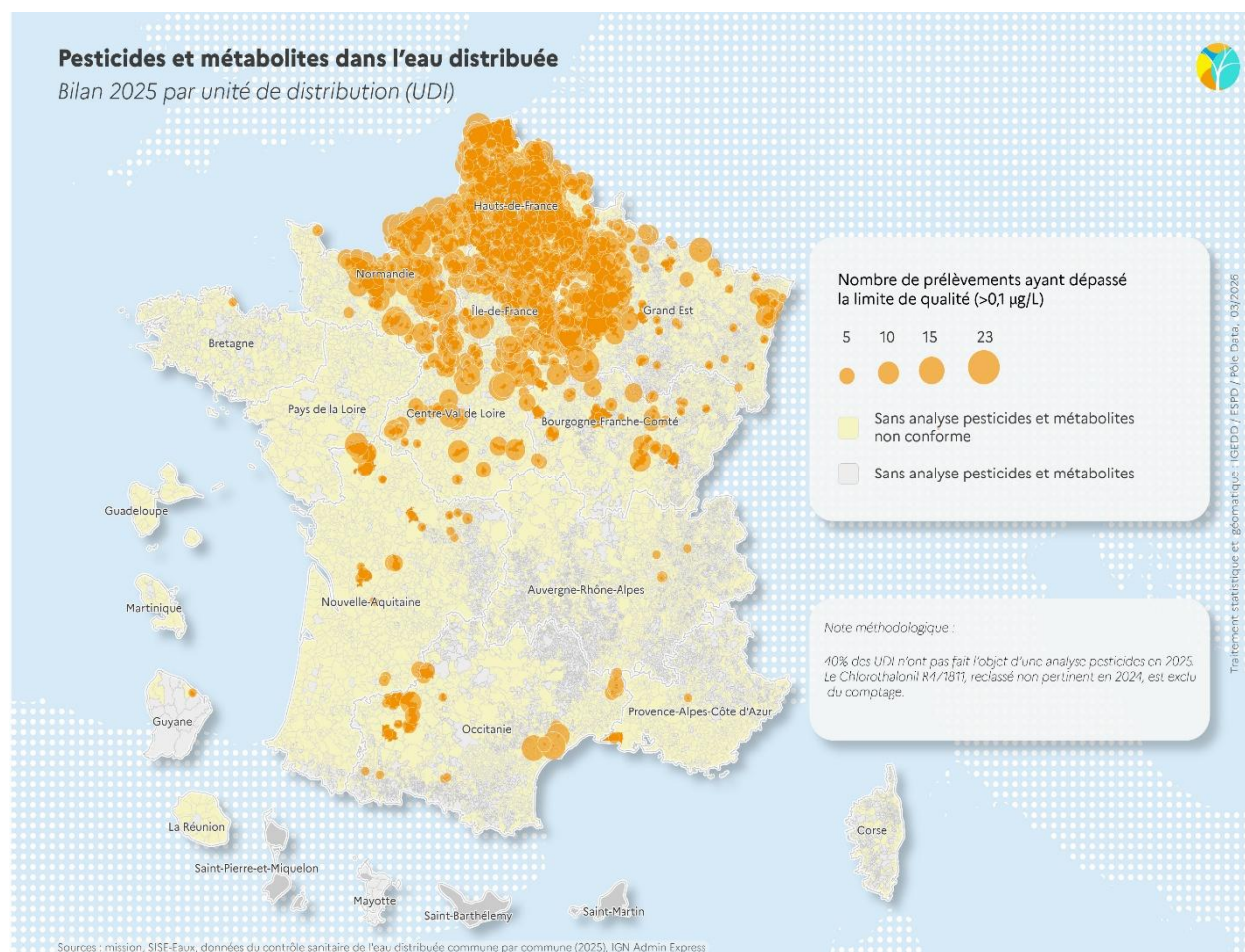
[17] Enfin, la **cinquième dimension** concerne **l'exposition sanitaire**, approchée par le nombre d'habitants desservis : une pollution identique n'emporte pas les mêmes enjeux de priorité/priorisation lorsqu'elle affecte une petite UDI rurale ou un réseau alimentant plusieurs centaines de milliers d'habitants.

[18] À partir de ces cinq axes, les cartes qui suivent ont été élaborées afin de documenter spatialement les grandes configurations rencontrées, des plus critiques aux plus sécurisées. Elles doivent être lues comme des outils d'orientation et de hiérarchisation, utiles pour territorialiser la doctrine graduée et appuyer une réponse différenciée, ciblée et soutenable selon les profils de territoire.

[19] Les traitements ont été réalisés par le **pôle Data de l'IGEDD** sur la base des données brutes de 2025, qui n'ont pas encore fait l'objet d'une analyse par les services concernés.

3.1 Pression polluante

Carte 6 : Pesticides et métabolites dans l'eau distribuée en 2025



Source : Mission

[20] Cette carte localise, à l'échelle des UDI, les dépassements des limites de qualité liés aux pesticides et à leurs métabolites en 2025. La taille des cercles représente le nombre de prélèvements ayant dépassé la limite de qualité de 0,1 µg/L au cours de l'année. Les UDI sans analyse pesticides exploitable apparaissent en gris ; celles sans dépassement mais avec analyse apparaissent en jaune clair.

[21] La carte confirme que **la pression pesticides** demeure, de loin, **la plus structurante dans les non-conformités** observées dans l'eau distribuée. Ainsi, 1 777 UDI présentent au moins un dépassement lié aux pesticides ou à leurs métabolites en 2025, pour un total de 10 617 prélèvements non conformes. Ces UDI desservent environ 12,1 millions d'habitants, soit 18,3 % de la population couverte par le fichier de travail.

[22] La carte fait apparaître une géographie très marquée des dépassements, loin d'une simple diffusion uniforme du risque. Le cœur de la pression se situe dans un large **arc septentrional** allant des **Hauts-de-France** à la **Normandie orientale**, à l'**Île-de-France élargie** et à une partie du **Grand Est**. À l'intérieur de cet ensemble, les densités les plus fortes se concentrent dans les plaines agricoles intensives du nord du pays et dans les territoires de grande culture où les pollutions aux pesticides et à leurs métabolites s'inscrivent dans le temps long. À l'inverse, dans l'ouest atlantique, le sud-ouest ou le pourtour méditerranéen, les dépassements existent mais apparaissent plus ponctuels, plus dispersés et souvent moins continus spatialement.

[23] Cette lecture territoriale est importante : elle montre que la non-conformité en raison des pesticides ne constitue pas une juxtaposition de cas isolés, mais, dans une partie du quart nord, une **pression régionale installée**, qui appelle des réponses dépassant l'échelle du seul service.

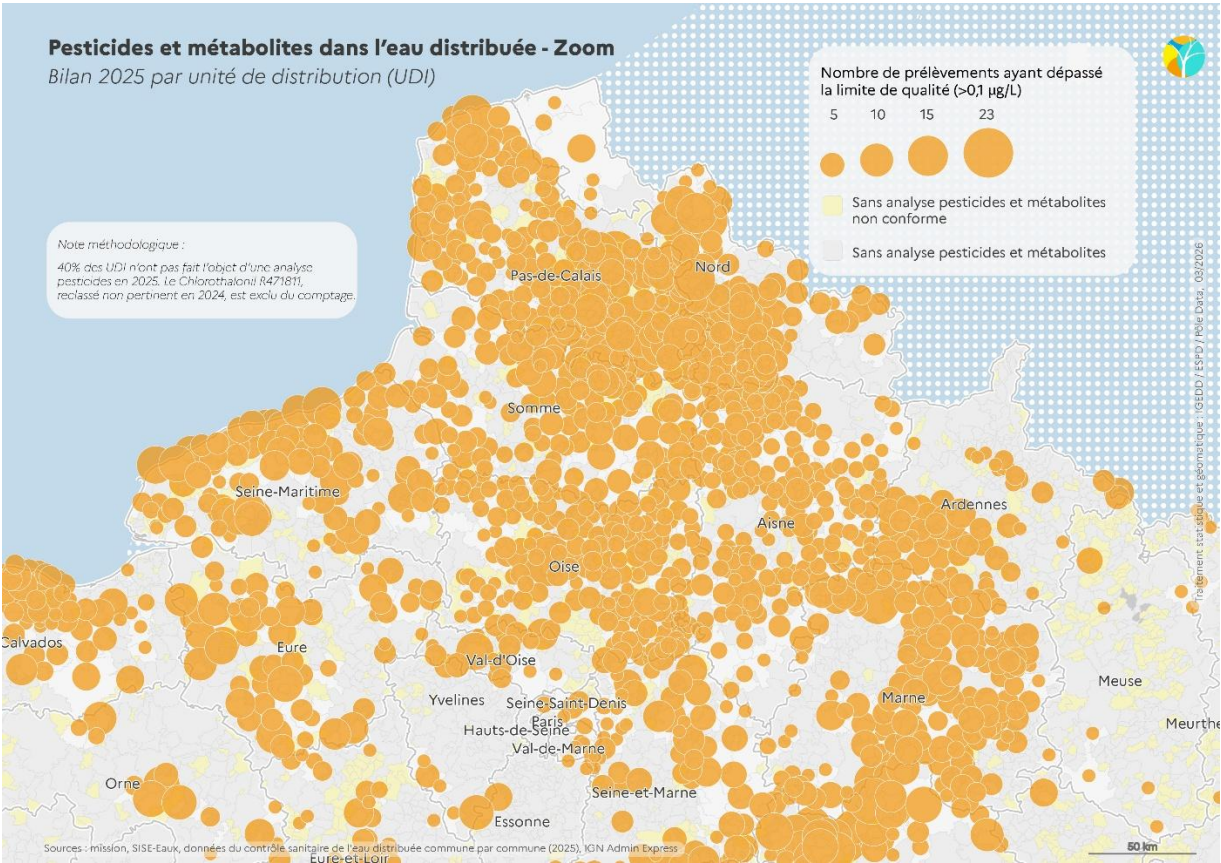
[24] La carte doit cependant être lue avec une **prudence méthodologique** : **10 463 UDI, soit 44,1 % du total, n'ont pas fait l'objet d'une analyse pesticides exploitable dans le périmètre retenu ici**. Les dépassements observés ne documentent donc pas l'intégralité du territoire français, mais un sous-ensemble déjà suffisamment dense pour faire apparaître des foyers territoriaux très marqués.

Tableau 5 : Tableau de valeurs associé à la carte 1

Indicateur	Valeur	Unité
UDI dans le fichier de travail	23 730	n
UDI non conformes pesticides	1 777	n
UDI sans analyse pesticides exploitable	10 463	n
Part des UDI sans analyse	44,1	%
Prélèvements en dépassement	10 617	n
Population desservie par une UDI non conforme	12 104 066	hab.
Part de la population concernée	18,3	%

Source : Mission

Carte 7 : Pesticides et métabolites dans l’eau distribuée : zoom quart nord / nord-est en 2025



Source : Mission

[25] Cette carte resserre la focale sur le quart nord du territoire, où se concentrent l’essentiel des UDI non conformes et les plus fortes densités de prélèvements en dépassement.

[26] Le zoom confirme que la pression « pesticides » ne se distribue pas uniformément, mais qu’elle se concentre dans quelques départements formant un cœur territorial très dense. À eux seuls, le **Pas-de-Calais, l’Aisne, l’Oise, la Marne et la Somme** regroupent **916 UDI non conformes**, soit **51,5 %** de l’ensemble des UDI non conformes aux pesticides dans le périmètre analysé. Ils concentrent également plus de **4 500 prélèvements en dépassement** et près de **2,9 millions d’habitants** desservis par une UDI non conforme.

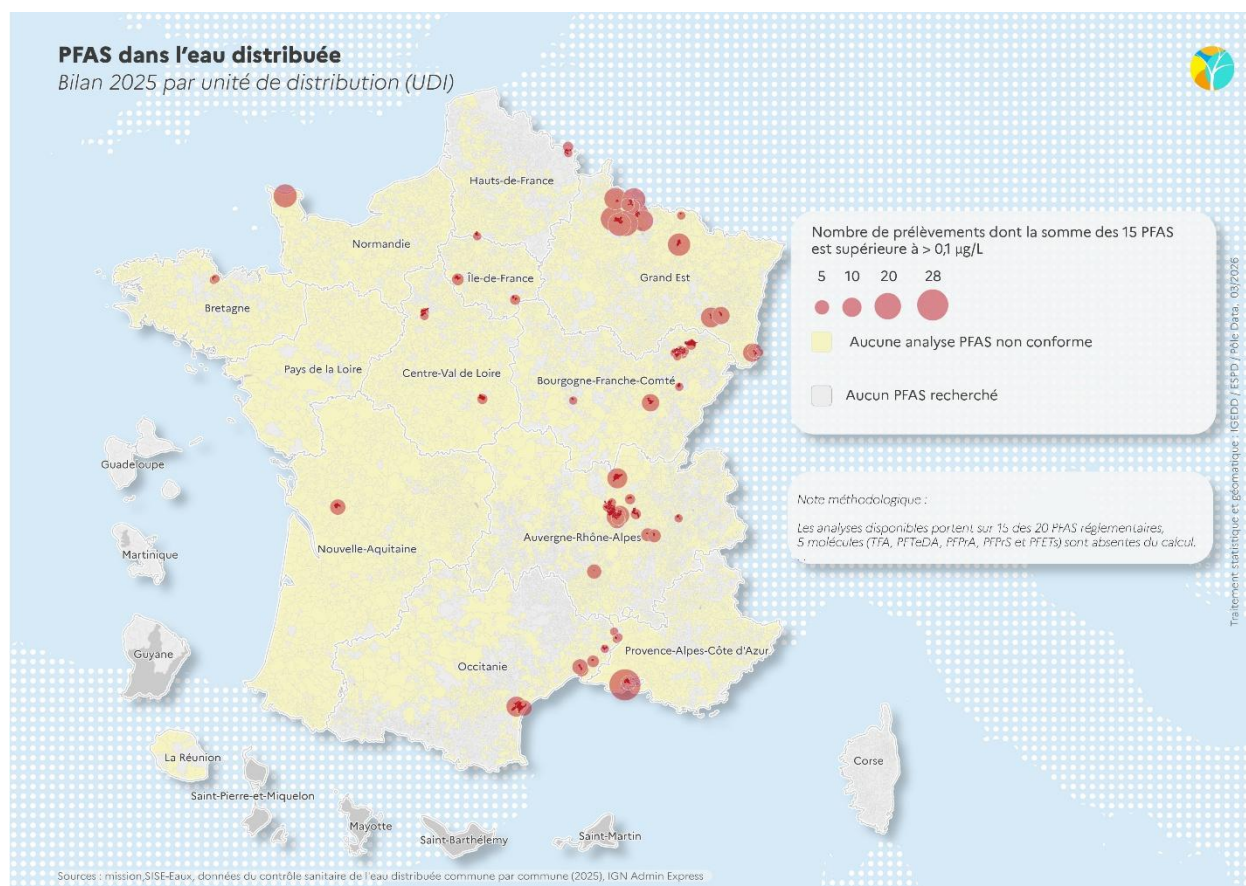
[27] Cette concentration justifie une **lecture à l’échelle des bassins et des sous-bassins** : dans ces territoires, la réponse ne peut plus relever exclusivement du service isolé. Les densités observées plaident pour des logiques combinées de reconquête, de planification de bassin, de mutualisation des investissements et, là où cela devient nécessaire, de déploiement coordonné de solutions curatives.

Tableau 6 : Tableau de valeurs associé à la carte 2

Département	UDI non conformes	Prélèvements en dépassement	Population desservie	Unité
Pas-de-Calais	243	1 429	1 077 548	n / n / hab.
Aisne	197	919	415 702	n / n / hab.
Oise	181	850	587 413	n / n / hab.
Marne	167	1 027	409 927	n / n / hab.
Somme	128	783	413 581	n / n / hab.

Source : Mission

Carte 8 : PFAS dans l'eau distribuée



Source : Mission

[28] Cette carte localise les UDI pour lesquelles la **somme des 15 PFAS disponibles dans le jeu de données** dépasse **$0,1 \mu\text{g/L}$** . La taille des cercles correspond au nombre de prélèvements non conformes.

[29] Par comparaison avec les pesticides, la **pression PFAS apparaît plus limitée en nombre d'UDI concernées, mais elle constitue un enjeu émergent majeur** par la nature des substances concernées, leur persistance et leur capacité à déstabiliser rapidement les stratégies locales de traitement. Dans le périmètre de travail retenu ici, en 2025, **72 UDI** sont non conformes pour les PFAS, pour **413 prélèvements en dépassement**, et concernent environ **644 000 habitants**, soit **1,0 %** de la population couverte par le fichier.

[30] La géographie des PFAS se distingue nettement de celle des pesticides. Elle ne dessine pas une nappe diffuse continue, mais **une série de foyers localisés**. Les principaux points durs se situent dans les **Ardenes** et la **Meuse**, dans certaines zones de l'**est** (notamment en **Haute-Saône** et en **Alsace**), dans la **vallée du Rhône**, ainsi que sur le **littoral méditerranéen**. Cette répartition est cohérente avec des histoires locales de contamination, souvent liées à des contextes industriels, à des usages spécifiques ou à des pollutions héritées.

[31] D'un point de vue de doctrine, cette carte plaide pour une territorialisation plus fine que pour les pesticides : les PFAS appellent moins une logique de vaste zone homogène qu'une succession de **cas critiques localisés**, parfois très intenses, susceptibles de déstabiliser rapidement des services pourtant peu concernés par d'autres polluants.

Tableau 7 : Tableau de valeurs associé à la carte 3

Indicateur	Valeur	Unité
UDI non conformes PFAS	72	n
Prélèvements en dépassement	413	n
Population desservie par une UDI non conforme	644 225	hab.
Part de la population concernée	1	%
UDI sans analyse PFAS exploitable	10 267	n

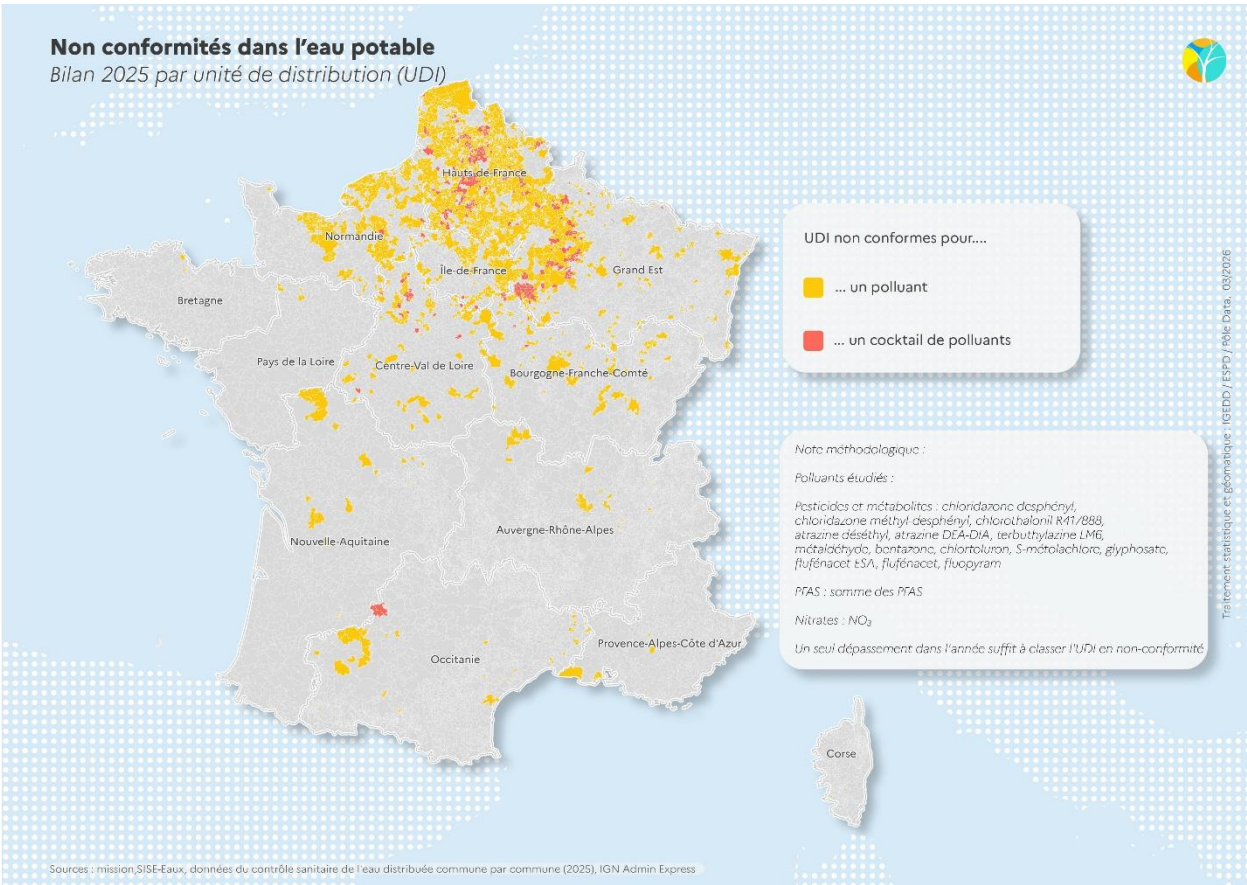
Source : Mission

Tableau 8 : Départements les plus touchés en nombre de prélèvements

Département	UDI non conformes	Prélèvements en dépassement	Population desservie	Unité
Ardennes	9	102	2 869	n / n / hab.
Meuse	4	51	621	n / n / hab.
Haut-Rhin	5	41	57 451	n / n / hab.
Bouches-du-Rhône	2	33	15 469	n / n / hab.
Rhône	7	32	146 264	n / n / hab.

Source : Mission

Carte 9 : Non-conformités dans l’eau potable : un polluant ou cocktail de polluants



Source : Mission

[32] Cette carte distingue les UDI non conformes pour **un seul polluant** de celles qui présentent des **non-conformités multi-polluants**. Elle vise à objectiver la complexité des situations de gestion.

[33] **Les non-conformités sont majoritairement monofactorielles** : sur **2 017 UDI non conformes**, **1 762 relèvent d'un seul polluant**, contre **255 en situation de dépassement cocktail**. Les cocktails représentent donc **12,6 %** des UDI non conformes, mais seulement **4,4 %** de la population desservie par une UDI non conforme. Ils doivent néanmoins être regardés comme des situations de gestion plus complexes, car ils cumulent plusieurs contraintes de traitement ou de reconquête.

[34] Dans le jeu de données mobilisés, la « multi-pollution » est presque exclusivement constituée d'une combinaison **nitrates + pesticides (252 cas sur 255)**. Elle se concentre très nettement dans le **quart nord** et plus particulièrement dans les territoires déjà fortement marqués par les non-conformités pesticides, notamment dans **l'Artois-Picardie**, la **Champagne crayeuse** et certaines franges du **Grand Est** et du **Centre**. Leur présence dans ces espaces confirme que la difficulté n'est plus seulement liée à l'intensité d'un polluant unique, mais à la **superposition de pressions** qui complexifie à la fois le diagnostic, la reconquête de la ressource et le dimensionnement des réponses curatives. À l'inverse, dans une grande partie du sud et de l'ouest, les non-conformités demeurent plus souvent monofactorielles, ce qui peut laisser subsister des actions plus ciblées.

Tableau 9 : Tableau de valeurs associé à la carte 4

Indicateur	Valeur	Unité
UDI non conformes (toutes causes)	2 017	n
UDI non conformes pour un seul polluant	1 762	n
UDI non conformes en cocktail	255	n
Part des cocktails parmi les UDI non conformes	12,6	%
Population desservie par une UDI en cocktail	575 398	hab.
Part des cocktails dans la population concernée	4,4	%

Source : Mission

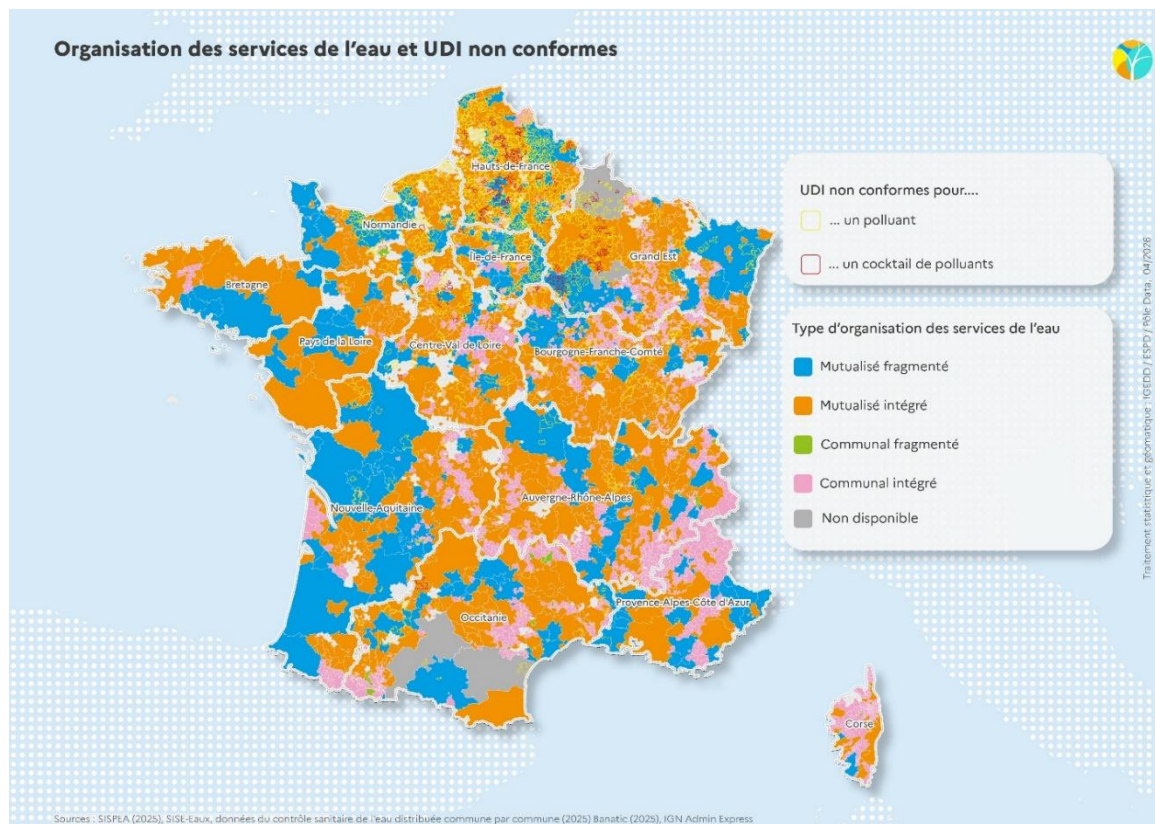
Tableau 10 : Combinaisons de polluants observées

Type de pollution	UDI	Population desservie	Unité
Nitrates + pesticides	252	522 518	n / hab.
Pesticides + PFAS	2	46 169	n / hab.
Nitrates + PFAS	1	6 711	n / hab.

Source : Mission

3.2 Capacité d'action de services

Carte 10 : Organisation des services de l'eau et UDI non conformes



Source : Mission

[35] Cette carte croise la localisation des UDI non conformes avec une typologie d'organisation des services distinguant :

- **communal intégré (une commune, une entité de gestion),**
- **communal fragmenté (une commune, plusieurs entités de gestion),**
- **mutualisé intégré (plusieurs communes, une entité de gestion)**
- **mutualisé fragmenté (plusieurs communes, plusieurs entités de gestion) à savoir, systèmes institutionnellement regroupés mais techniquement encore éclatés.**

[36] La carte met en évidence une « géographie institutionnelle » contrastée du service public de l'eau. Les configurations **mutualisées intégrées** dominent une grande partie de l'**ouest**, du **centre** et de plusieurs espaces ruraux du **sud**, ce qui traduit l'ancienneté ou l'ampleur des regroupements déjà opérés. À l'inverse, des poches de **mutualisation fragmentée** apparaissent plus nettement sur la **façade atlantique**, dans certaines parties du **Grand Est**, de la **vallée du Rhône** ou du **sud-ouest**, révélant des systèmes institutionnellement regroupés mais techniquement éclatés. Les configurations **communales intégrées** persistent davantage dans certains espaces du **sud-est**, de **Corse** et de zones de montagne.

[37] Le principal enseignement pour la territorialisation est que les non-conformités du quart nord se déploient déjà dans des espaces largement mutualisés : l'enjeu est de transformer cette mutualisation en véritable **capacité d'action stratégique**, capable de planifier, établir des priorités et porter des investissements lourds. Ailleurs, dans les zones où les configurations communales ou fragmentées restent nombreuses, la carte suggère que la capacité à agir risque d'être limitée avant même que la pression polluante ne devienne très élevée.

[38] Par ailleurs, la carte est utile pour lire la « géographie institutionnelle » des non-conformités, mais elle ne mesure pas directement la capacité d'action. Celle-ci a d'abord été approchée, dans la méthode de la mission, par la **taille des UDI**. Il est donc préférable de lire cette carte organisationnelle **en complément** des ordres de grandeur de taille rappelés dans le rapport : les services couvrant **moins de 1 000 habitants** sont les plus nombreux, alors qu'une part très réduite de services de **plus de 100 000 habitants** dessert une fraction majeure de la population.

[39] Les calculs effectués sur les UDI montrent en effet que les très petites unités restent ultra- majoritaires : **16 548 UDI**, soit près de **70 %** du total, desservent **moins de 1 000 habitants**. Elles ne regroupent toutefois qu'environ **3,7 millions d'habitants**. À l'inverse, **65 UDI seulement** desservent **100 000 habitants ou plus**, mais couvrent **17,7 millions d'habitants**. Cette dissymétrie éclaire la lecture de la carte : l'enjeu de savoir si un service dispose d'une masse critique suffisante pour porter de l'ingénierie, programmer l'investissement et absorber des coûts fixes élevés.

[40] Les non-conformités concernent, en nombre absolu, beaucoup de petites et moyennes UDI, mais la **part de population concernée** s'accroît fortement avec la taille. Les UDI de **100 000 habitants et plus** concentrent à elles seules **30,2 %** de leur population dans une situation de non-conformité, contre **10,7 %** pour les UDI de moins de 1 000 habitants. Ainsi, **les petits services concentrent la fragilité institutionnelle et les très grands concentrent les enjeux massifs d'exposition**.

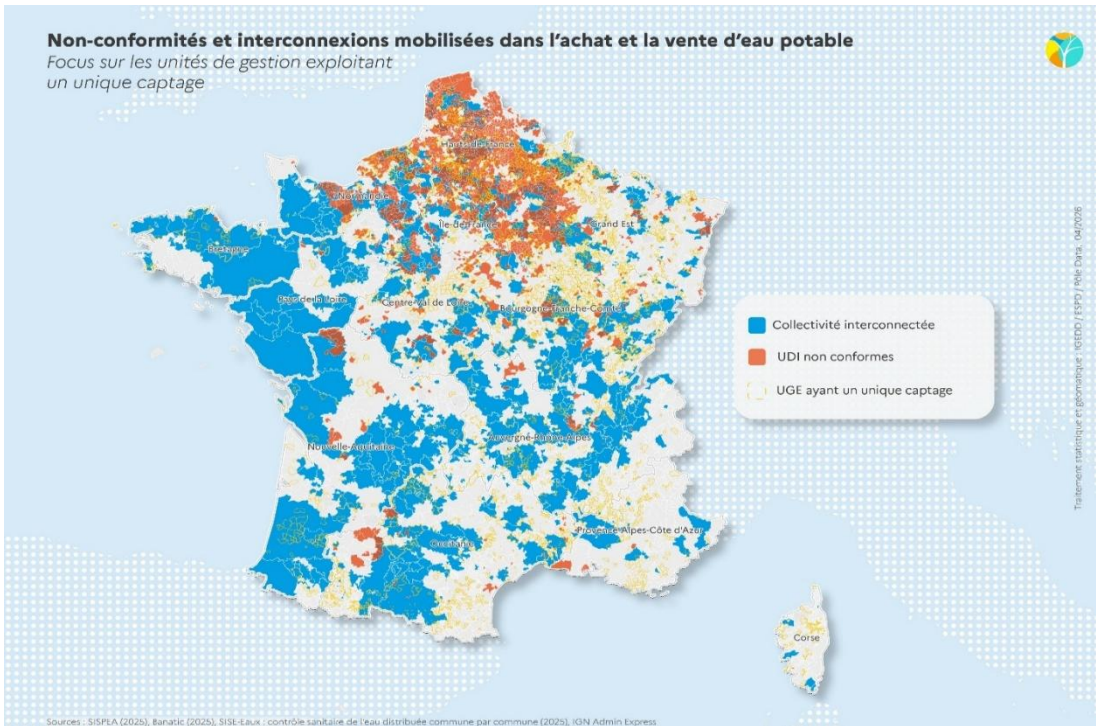
Tableau 11 : Tableau de valeurs associé à la carte 5

Taille de l'UDI	UDI	Population desservie	UDI non conformes	Population concernée	Part des UDI non conformes	Unité
< 1 000 hab.	16 548	3 661 979	983	390 252	5,90%	n / hab.
1 000 à 9 999 hab.	6 077	19 576 388	842	2 722 143	13,90%	n / hab.
10 000 à 99 999 hab.	1 039	25 166 121	175	4 509 452	16,80%	n / hab.
100 000 hab. et plus	65	17 700 227	17	5 341 608	26,20%	n / hab.

Source : Mission

3.3 Marges de manœuvre curatives

Carte 11 : Non-conformités et interconnexions mobilisées dans l'achat et la vente d'eau potable



Source : Mission

[41] Cette carte croise trois informations : les UDI non conformes, les collectivités interconnectées par les achats et ventes d'eau et les UGE exploitant un unique captage. Elle vise à apprécier si les territoires les plus exposés disposent ou non de marges de substitution immédiates.

[42] La carte montre d'abord une opposition territoriale assez nette. Les **interconnexions actives** sont particulièrement visibles **dans l'ouest, le sud-ouest, certaines parties du Massif central, de la vallée du Rhône et du littoral méditerranéen**, où elles dessinent un maillage relativement dense. À l'inverse, le quart nord, qui concentre pourtant l'essentiel des non-conformités, apparaît aussi comme l'un des espaces où se superposent des situations de fragilité plus marquées : les UDI non conformes y sont nombreuses, les systèmes mono-captage également, et les marges de substitution ne semblent pas toujours suffisantes pour absorber localement la pression.

[43] Cette géographie est essentielle pour la doctrine. **Elle montre que l'interconnexion n'est ni absente des territoires les plus touchés, ni suffisante à elle seule pour y rétablir durablement la sécurité sanitaire.** Là où le maillage existe déjà, il s'agit souvent d'un levier de sécurisation de court terme ; là où les UGE mono-captage restent nombreuses, la non-conformité s'apparente plus vite à une fragilité structurelle. La carte peut aider donc à distinguer les territoires où l'on peut encore jouer sur des substitutions ou achats d'eau, de ceux où la question bascule d'emblée vers la reconquête de la ressource ou le traitement.

[44] La seconde lecture porte sur les **UGE mono-captage**, qui constituent **un signal clair de fragilité**. Ainsi, **5 336 UGE** disposent d'un seul captage. Rapporté aux UDI, cela représente 3 715 UDI rattachées à une UGE mono-captage, soit environ 15,7 % des UDI du fichier. Ces UDI regroupent **5,53 millions d'habitants**. Surtout, **463 UDI non conformes sont situées dans une UGE mono-captage, soit 23 % des UDI non conformes, pour 1,42 million d'habitants desservis : le taux de non-conformité y est donc sensiblement plus élevé que dans les autres configurations.**

[45] La **concentration des UGE mono-captage** dans plusieurs espaces de l'est, du centre-est, du sud-est et de certaines zones rurales dispersées du reste du territoire montre que la vulnérabilité institutionnelle et technique n'est pas limitée aux seuls territoires aujourd'hui les plus non conformes. Elle constitue un facteur aggravant potentiel si la pression polluante venait à s'y intensifier.

[46] Cette surreprésentation confirme qu'en l'absence de ressource alternative directe, la non-conformité bascule plus vite vers une vulnérabilité stratégique. C'est dans ces configurations que la doctrine graduée, exposée dans le rapport, doit le plus clairement articuler anticipation, mutualisation, et, si besoin, montée d'échelle du portage.

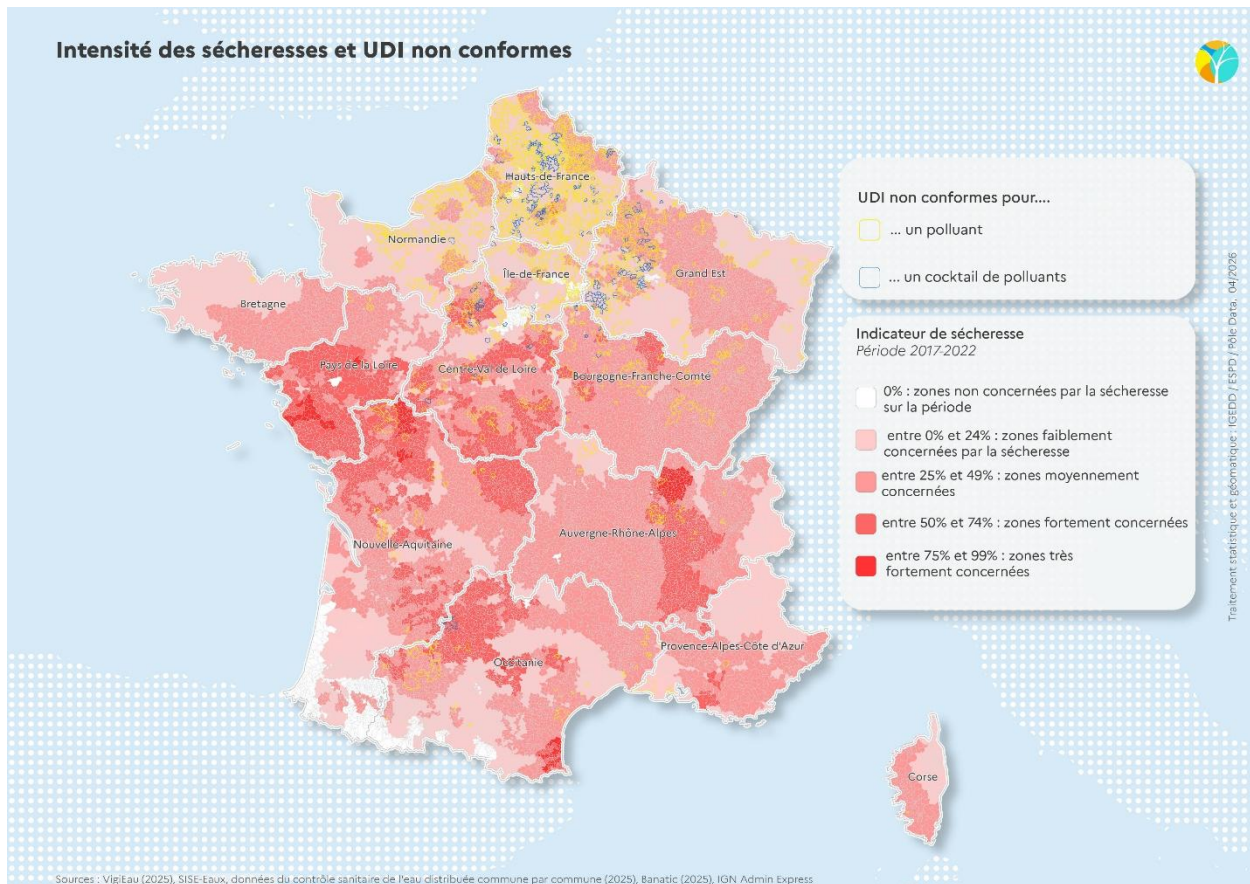
Tableau 12 : Tableau de valeurs associé à la carte 6

Indicateur	Valeur	Unité
UGE identifiées dans le fichier	9 736	n
UGE mono-captage	5 336	n
UDI rattachées à une UGE mono-captage	3 715	n
Population desservie correspondante	5 530 446	hab.
UDI non conformes dans une UGE mono-captage	463	n
Population concernée	1 422 400	hab.
Taux de non-conformité des UDI en UGE mono-captage	12,5	%
Taux de non-conformité des autres UDI	7,8	%

Source : Mission

3.4 Vulnérabilité de la ressource quantitative

Carte 12 : Intensité des sécheresses et UDI non conformes



Source : Mission

[47] Cette carte croise **l'intensité de la sécheresse** observée sur la période **2017-2022** avec la localisation des UDI non conformes. Elle vise à introduire la dimension quantitative dans la lecture des situations.

[48] La carte met en évidence un **décalage géographique** important entre les territoires les plus touchés par la sécheresse et ceux qui concentrent actuellement les non-conformités sanitaires. Les intensités de sécheresse les plus fortes se situent surtout dans un large **arc sud et sud-ouest**, depuis la façade atlantique méridionale jusqu'au pourtour méditerranéen, ainsi que dans plusieurs zones du **centre-ouest** et du **sillon rhodanien**. À l'inverse, les UDI non conformes se concentrent majoritairement dans le **quart nord**, où l'intensité moyenne de sécheresse est plus modérée.

[49] La carte montre que **les zones les plus exposées à la sécheresse ne coïncident pas, à ce stade, avec les principaux foyers de non-conformité**. Les UDI non conformes se concentrent majoritairement dans des territoires classés dans les catégories **0-24 %** et **25-49 %** d'intensité de sécheresse, soit **des zones où la contrainte quantitative existe et reste importante à prendre en compte dans le cas de solutions curatives comme l'osmose inverse basse pression (OIBP) consommant plus d'eau**, mais ne constitue pas le facteur dominant des dépassements observés aujourd'hui. Par ailleurs, dans les territoires méridionaux et de l'ouest déjà fortement concernés par la sécheresse, une dégradation qualitative supplémentaire se traduirait par des marges de substitution beaucoup plus limitées.

[50] Sur 2 017 UDI non conformes, 1 319 relèvent de la tranche 0-24 % et 591 de la tranche 25-49 %, soit ensemble 94,7 % des UDI non conformes. Les territoires les plus fortement exposés à la sécheresse (50 % et plus) ne regroupent que 83 UDI non conformes, soit 4,1 % du total. La carte suggère que, dans l'état actuel des non-conformités, la pression qualitative demeure déterminante et que les marges de substitution et de dilution seront plus faibles là où la ressource est déjà tendue.

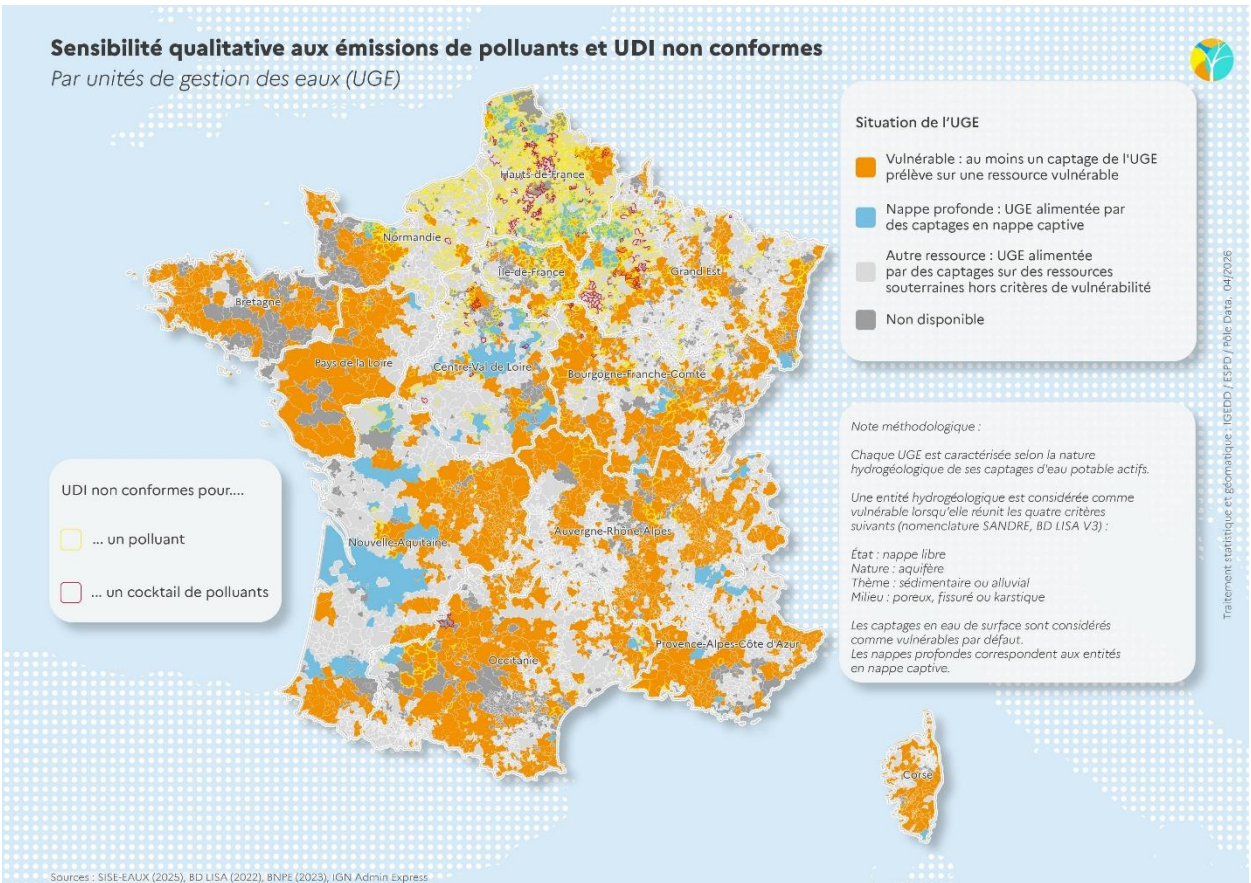
Tableau 13 : Tableau de valeurs associé à la carte 7

Intensité moyenne de sécheresse (2017-2022)	UDI non conformes	Part des UDI non conformes	Population concernée	Unité
0%	24	1,20%	33 412	n / hab.
0-24 %	1 319	65,40%	8 575 157	n / hab.
25-49 %	591	29,30%	3 990 382	n / hab.
50-74 %	81	4,00%	348 715	n / hab.
75 % et plus	2	0,10%	15 789	n / hab.

Source : Mission

3.5 Vulnérabilité de la ressource qualitative

Carte 13 : Sensibilité qualitative aux émissions de polluants et UDI non conformes



Source : Mission

[51] Cette carte corrigée croise la situation qualitative des unités de gestion de l'eau (UGE) avec la localisation des UDI non conformes. Elle distingue les **UGE vulnérables**, les UGE alimentées par des **nappes profondes / captives**, les UGE alimentées par **une autre ressource souterraine** et les **cas non documentés**. Elle met en regard la sensibilité qualitative de la ressource avec des non-conformités effectivement observées.

[52] La carte fait apparaître une géographie plus complexe qu’une simple superposition entre vulnérabilité et non-conformité. Les UGE classées **vulnérables** occupent une place importante dans la **Bretagne**, les **Pays de la Loire**, le **sud-ouest**, certaines franges du **Massif central**, du **sud-est** et de la **Corse**. Pourtant, les non-conformités ne s’y concentrent pas exclusivement. Celles-ci restent très denses dans le **quart nord** et le **nord-est**, y compris dans des espaces où dominent d’autres types de ressources.

[53] La carte suggère ainsi deux lectures complémentaires. D’une part, certaines régions cumulent une **sensibilité qualitative intrinsèque élevée**, même lorsque les non-conformités y sont encore modérées ; elles relèvent typiquement d’une logique de **préservation ou de vigilance renforcée**. D’autre part, les grandes zones actuelles de non-conformité du nord et du nord-est rappellent que la dégradation observée ne dépend pas seulement de la sensibilité hydrogéologique, mais aussi de l’histoire des usages, des pollutions héritées et de la densité des pressions. La carte justifie d’articuler la vulnérabilité qualitative aux pressions observées, à la substituabilité et à l’exposition.

[54] La carte fait apparaître d’autres enseignements. D’abord, les **UGE classées vulnérables** sont très nombreuses : elles regroupent **8 562 UDI** et près de **35,9 millions d’habitants** desservis. Pour autant, les non-conformités observées ne s’y concentrent pas exclusivement : **376 UDI non conformes** y sont rattachées, pour **5,36 millions d’habitants** concernés.

[55] Ensuite, les non-conformités sont également nombreuses dans les UGE classées en **nappes profondes (234 UDI non conformes)** et dans les **autres ressources souterraines (1 212 UDI non conformes)**.

[56] Le fait que les UDI non conformes soient nombreuses aussi dans la catégorie « **autre ressource** » montre bien que la vulnérabilité qualitative constitue un **facteur d’aggravation ou de moindre résilience**, particulièrement utile pour rendre prioritaire les territoires où un signal faible pourrait rapidement devenir critique.

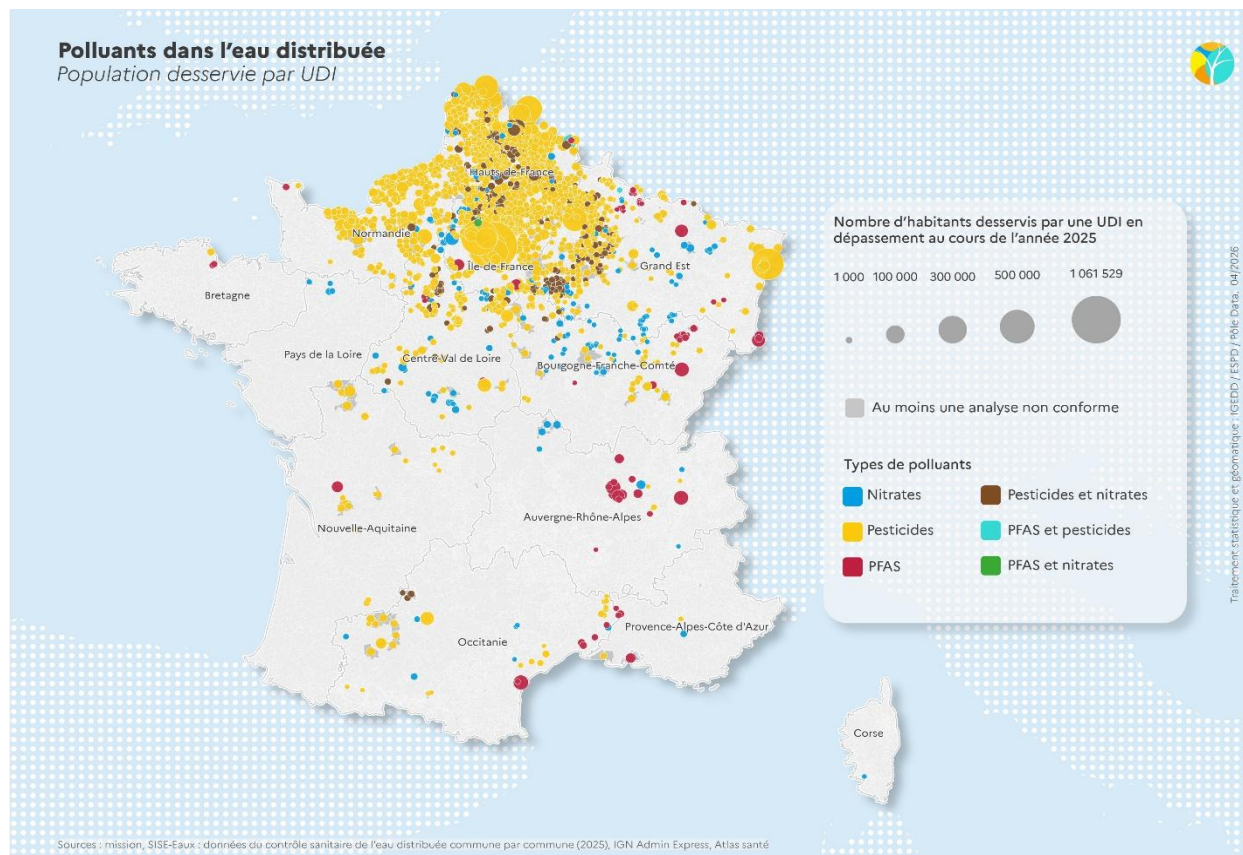
Tableau 14 : Tableau de valeurs associé à la carte 8

Situation qualitative de l’UGE	UDI	Population desservie	UDI non conformes	Population concernée	Part des UDI non conformes	Unité
Vulnérable	8 562	35 939 412	376	5 357 761	4,40%	n / hab.
Nappe profonde	1 113	3 957 130	234	827 601	21,00%	n / hab.
Autre ressource	11 438	15 986 487	1 212	4 221 210	10,60%	n / hab.
Non disponible	2 616	10 221 686	195	2 556 883	7,50%	n / hab.

Source : Mission

3.6 Exposition sanitaire

Carte 14 : Polluants dans l'eau distribuée : population desservie par UDI



Source : Mission

[57] Cette carte représente, pour chaque UDI non conforme, la **population desservie**. La couleur distingue les grandes familles de polluants en cause ; la taille des cercles traduit le nombre d'habitants concernés.

[58] La carte rappelle que l'exposition sanitaire ne se confond pas avec le seul nombre d'UDI touchées. Une même non-conformité n'a pas la même portée selon qu'elle affecte quelques centaines d'habitants ou plusieurs centaines de milliers. Dans le jeu de données, **les pesticides seuls concernent 1 523 UDI et près de 11,5 millions d'habitants, soit la très grande majorité de l'exposition. Les PFAS seuls concernent 69 UDI pour 591 345 habitants, tandis que les situations nitrates + pesticides regroupent 252 UDI pour 522 518 habitants.**

[59] La carte met ainsi en évidence une double réalité : d'un côté, **une multitude de non-conformités sur des UDI rurales ou de taille intermédiaire**, de l'autre, **quelques très grandes UDI dont la non-conformité modifie immédiatement l'ordre de priorité de l'action publique**. Dans le jeu de données, la plus grande UDI non conforme dessert 1 061 529 habitants. Cette géographie de l'exposition justifie que la doctrine graduée ne raisonne pas seulement en nombre de captages ou d'UDI concernés, mais aussi en population effectivement exposée.

[60] La carte révèle aussi une géographie duale de l'exposition. D'un côté, une multitude de petites et moyennes UDI non conformes se répartissent dans le **quart nord**, où la densité des points traduit une exposition diffuse mais massive, essentiellement liée aux pesticides. De l'autre, quelques **grandes UDI** ressortent nettement par la taille des cercles, notamment autour des grands pôles urbains du **Nord**, des marges de l'**Île-de-France**, de l'**est** et du **sillon rhodanien**, ainsi que sur certaines portions du **littoral méditerranéen**.

[61] Cette carte est particulièrement utile pour la territorialisation, car elle distingue deux types d'enjeux. Dans les espaces ruraux et intermédiaires du nord, la priorité tient à la diffusion de la non-conformité dans un tissu de nombreux services et captages. Dans les grands pôles urbains ou périurbains, l'enjeu principal tient à la **masse de population exposée** et donc à l'intensité de l'effet systémique qu'aurait toute dégradation supplémentaire ou tout retard dans la sécurisation. La doctrine graduée doit donc pouvoir traiter à la fois une géographie de la dispersion et une géographie de la concentration démographique.

Tableau 15 : Tableau de valeurs associé à la carte 9

Type de pollution	UDI	Population desservie	Part de la population concernée par une UDI non conforme	Unité
Pesticides	1 523	11 535 379	89,00%	n / hab.
PFAS	69	591 345	4,60%	n / hab.
Nitrates + pesticides	252	522 518	4,00%	n / hab.
Nitrates	170	261 333	2,00%	n / hab.
Pesticides + PFAS	2	46 169	0,40%	n / hab.
Nitrates + PFAS	1	6 711	0,10%	n / hab.

Source : Mission

3.7 Conclusion

[62] Pris ensemble, les croisements cartographiques montrent d'abord une **forte concentration actuelle des non-conformités dans le quart nord et nord-est du territoire, en particulier dans les Hauts-de-France, la Marne, l'Aisne, l'Oise, la Somme, ainsi que dans certaines parties de la Normandie orientale et du Grand Est**. C'est dans cet ensemble que se cumulent le plus nettement les dépassements liés aux pesticides et métabolites, les situations de cocktail et, dans plusieurs secteurs, des marges de sécurisation parfois déjà contraintes. **Ces territoires relèvent donc prioritairement d'une logique de reconquête et, selon les cas, de sécurisation à une échelle dépassant le seul service.**

[63] À l'inverse, les cartes font aussi apparaître des territoires où **les non-conformités** sont aujourd'hui **moins denses, mais où la ressource apparaît plus vulnérable ou moins résiliente : Bretagne, Pays de la Loire, sud-ouest, plusieurs secteurs du Massif central, du sud-est et la Corse pour la sensibilité qualitative ; arc méridional, sud-ouest, centre-ouest et sillon rhodanien pour la tension quantitative**. Dans ces espaces, l'enjeu principal est d'éviter leur diffusion future, alors même que les possibilités de substitution, de dilution ou de réaction rapide peuvent être plus limitées.

[64] Les cartes relatives à l'organisation des services, aux interconnexions et à la population desservie montrent enfin que tous les territoires ne disposent pas ni des mêmes capacités d'action, ni des mêmes enjeux d'exposition. **Les espaces ruraux du centre, de l'ouest, du sud-ouest ou du sud-est cumulent souvent petites UDI, dépendance à un captage unique et faible masse critique ; les grands systèmes du nord, de l'est, du sillon rhodanien ou du littoral méditerranéen concentrent au contraire les enjeux de population exposée**. La doctrine proposée par la mission s'articule autour de quatre lectures : **où les pollutions se concentrent déjà, où la ressource est la plus fragile, où les marges de sécurisation sont les plus faibles, et où l'exposition de population est la plus forte**.

[65] Au total, ces cartes montrent deux dynamiques territoriales : **celle du quart nord, où se concentrent les situations les plus denses et les plus immédiatement critiques, et celle de nombreux territoires de l'ouest, du sud et des espaces déjà tendus quantitativement, où la priorité est d'empêcher qu'une vulnérabilité encore partiellement latente ne se transforme à son tour en besoin durable de traitement**. C'est cette distinction qui fonde la territorialisation de la doctrine proposée par la mission : préserver là où la ressource peut encore l'être, reconquérir là où la dégradation est engagée, et sécuriser sans délai là où la non-conformité est déjà installée ou fortement probable.

4 Analyse des plans d'actions mis en œuvre dans le cadre des dérogations

[66] Si l'on exclut le Chlorothalonil R471811 déclassé depuis, 1820 UDI étaient en non-conformité au 31/12/2024. Parmi elles, 313 (17%) avaient déjà fait l'objet d'une dérogation enregistrée dans Sise-eaux avant le 31/12/2024 mais seulement 218 de ces dérogations étaient encore en vigueur au 31/12/2024. Les autres, étaient soit en cours de renouvellement, soit expirées sans renouvellement possible.

Tableau 16 : Etat des dérogations prises sur les UDI en non-conformité au 31/12/2024

	Nombre d'UDI en NC1
Dérogation avec date de fin antérieure au 31/12/2024	95
Dérogation active au 31/12/2024	218
Dérogation avec date de début ultérieure au 31/12/2024	123
Aucune dérogation enregistrée	1384
Total général	1820

Source : Documents DGS

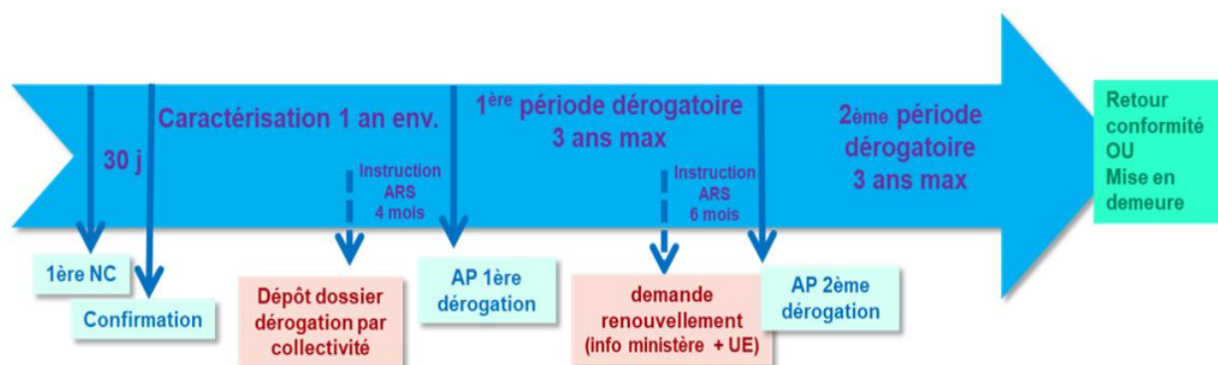
[67] 123 UDI (7%) ont fait l'objet d'une dérogation depuis.

[68] Parmi les 1384 UDI en non-conformité pour lesquelles aucune dérogation n'est encore enregistrée à ce jour, 1190 alimentent moins de 5000 habitants et **n'avaient donc pas, jusqu'à récemment, d'obligation de déclarer les dérogations** mises en place.

[69] Plusieurs autres éléments expliquent cette faible proportion de dérogations :

- Seuls des polluants nouvellement découverts ou nouvellement surveillés peuvent faire l'objet de dérogations (cf. Article R1321-31 du CSP)
- La confirmation de la non-conformité, les investigations nécessaires à l'élaboration du plan d'action devant accompagner la demande de dérogation, la recherche de financement pour ces investigations et la mise en œuvre de traitements curatifs peuvent prendre du temps, de même que l'instruction de la demande par les services de l'Etat.
- La situation s'améliore parfois avant que la dérogation ait pu être prise.

Schéma 2 : Temporalité d'une demande de dérogation



Source : [Guide de gestion des non-conformités de l'ARS Grand-Est](#) - Mars 2025

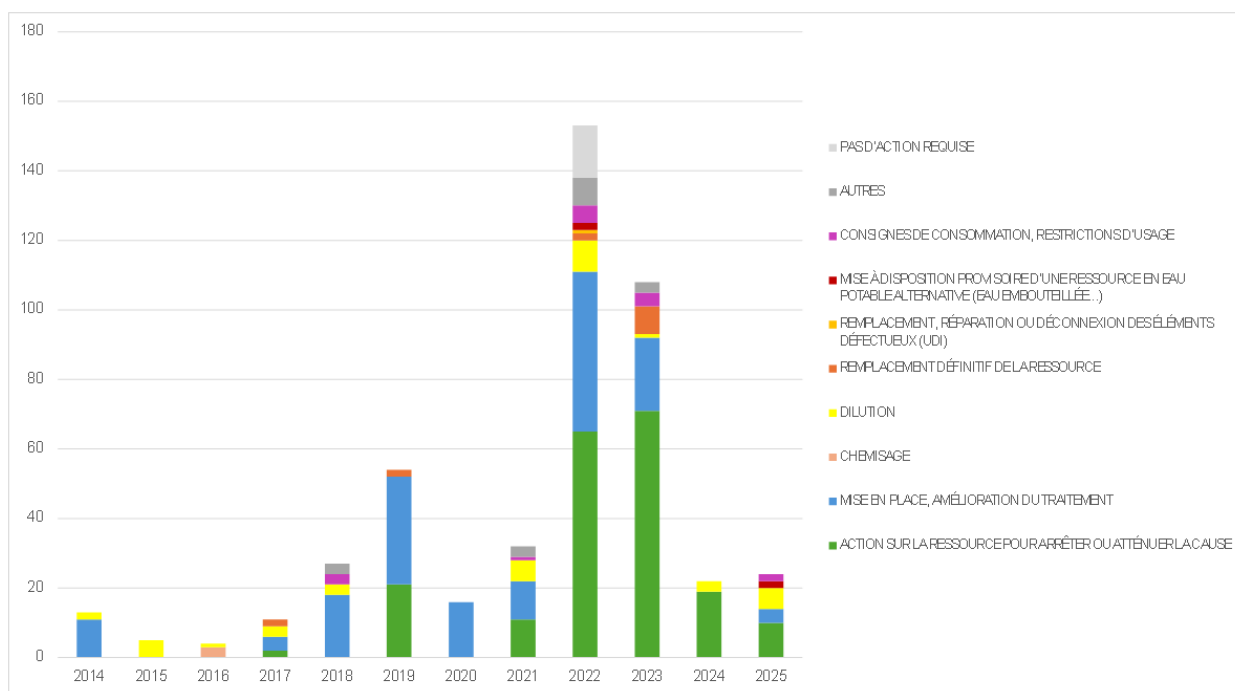
[70] Le tableau ci-dessous recapitule les actions entreprises à la suite de dérogations au cours des 10 dernières années :

Tableau 17 : - Bilan des actions entreprises à la suite de dérogations au cours des 10 dernières années

Type d'action / année de début de la dérogation	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	Total général
Action sur la ressource pour arrêter ou atténuer la cause				2		21		11	65	71	19	10	199
Chemisage			3										3
Dilution	2	5	1	3	3			6	9	1	3	6	39
Mise en place, amélioration du traitement	11			4	18	31	16	11	46	21		4	162
Remplacement définitif de la ressource				2		2			2	8			14
Remplacement, réparation ou déconnexion des éléments défectueux (UDI)									1				1
Mise à disposition provisoire d'une ressource en eau potable alternative (eau embouteillée...)									2			2	4
Consignes de consommation, restrictions d'usage					3			1	5	4		2	15
Autres					3			3	8	3			17
Pas d'action requise									15				15
Total général	13	5	4	11	27	54	16	32	153	108	22	24	469

Source : Données SISE-EAUX, analyse mission

Graphique 6 : Bilan des actions entreprises à la suite de dérogations au cours des 10 dernières années



Source : Données SISE-EAUX, analyse mission

ANNEXE 2 : Principaux leviers de dépollution et leurs limites

1 Les interdictions générales de production ou d'usage sont le premier levier de prévention des risques mais dont l'usage apparait structurellement en retard et incomplet, laissant en héritage des stocks de pollution importants

[1] En stoppant les émissions, **les mesures d'interdiction permettent d'éviter l'aggravation de la situation et, avec le temps, pour certains polluants, de faire disparaître les substances** problématiques de l'environnement. Elles présentent l'avantage, à la différence de mesures plus ciblées sur l'eau ou sur un territoire géographique, **d'agir sur l'ensemble de l'exposome** pour l'ensemble de la population.

[2] A la suite d'une série de crises alimentaires survenues à la fin des années 1990, le dispositif de prévention des risques liés aux produits chimiques s'est structuré en Europe dans les années 2000 avec la création de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority, EFSA) en 2002 puis celle de l'agence européenne des produits chimiques (European Chemicals Agency, ECHA) par le règlement européen REACH de 2006¹⁵.

[3] Ces agences, qui animent tout un réseau d'agences spécialisées nationales telles que l'ANSES et l'Ineris en France, jouent un rôle déterminant pour centraliser les connaissances scientifiques, analyser les risques, étudier les impacts socio-économiques et coordonner les stratégies réglementaires des différents Etat-membres. Le niveau supranational est d'un point de vue socio-économique le plus pertinent pour édicter des interdictions de production et d'usage.

[4] Les interdictions peuvent être de portée plus ou moins générale :

- interdiction de produire et d'importer un produit sur le territoire (ex : PFOS, PFOA),
- interdiction de mise sur le marché (ce type d'interdiction n'empêche pas de continuer à produire la substance interdite sur le territoire pour l'exporter),
- interdiction d'utilisation de la substance dans la composition de certains produits (ex : interdiction des PFAS dans les cosmétiques),
- interdiction d'usage (implique le retrait de la circulation des biens contenant la substance - ex : interdiction du glyphosate pour les usages domestiques et urbains),
- contrôle et limitations des émissions.

[5] L'effet de ces interdictions sur les concentrations dans l'eau et sur l'imprégnation des corps humains est notable, bien que différé dans le temps.

¹⁵ Rapport de capitalisation IGAS n°2022-070R sur la santé-environnement de 2023

Encadré 1 : Entre l'arrêt complet d'émission des substances et la baisse de leur concentration dans les EDCH, une inertie incompressible à prendre en compte dans les stratégies de dépollution

Le décalage entre l'arrêt ou la restriction d'usage de certaines substances et l'amélioration effective de la qualité de l'eau et des milieux s'explique par la persistance des polluants et l'inertie des milieux aquatiques.

En France, cette dynamique est illustrée par la **prédominance continue de certains pesticides ou de leurs métabolites dans les eaux souterraines des années voire décennies après leur interdiction** ou forte réduction d'usage. Par exemple, les atrazines et leurs métabolites (herbicides utilisés massivement jusqu'à leur interdiction en 2003) continuent d'être l'un des pesticides les plus fréquemment détectés dans les nappes souterraines françaises, ce qui traduit une longue durée de résidence dans les milieux et une lente décroissance des concentrations malgré l'interruption des apports directs¹⁶. Des données de surveillance montrent qu'entre 2019 et 2022, l'atrazine déséthyl est encore le pesticide le plus détecté dans les eaux souterraines de métropole, présent dans une part significative des stations de contrôle, avec des concentrations quantifiables qui reflètent une contamination héritée de décennies d'utilisation passée¹⁷.

Cette inertie n'est pas limitée aux pesticides « historiques ». Même après l'interdiction du chlorothalonil en 2020, ses métabolites continuent d'être retrouvés dans les eaux brutes et, parfois, dans l'eau distribuée, mettant en évidence que les processus de dégradation, de transfert dans les sols et de lixiviation vers les nappes peuvent être très lents à s'atténuer, et que les milieux conservent une mémoire de contamination¹⁸.

Enfin, pour les PFAS, l'enjeu de temporalité est encore plus marqué : leur grande stabilité chimique et leur diffusion dans les compartiments environnementaux expliquent que l'amélioration des milieux après réduction des émissions puisse être longue¹⁹.

Cette persistance s'explique par des mécanismes multiples : stockage dans les zones non saturées des sols, désorption lente des particules sédimentaires, transport diffus vers les nappes profondes, ou encore réservoirs de pollution dans les systèmes karstiques ou les zones humides. En conséquence, même après l'arrêt de l'usage de la substance ou la mise en place de restrictions réglementaires, les milieux aquatiques continuent de libérer ces polluants vers les ressources en eau potable, ce qui décale dans le temps l'impact observé sur la qualité de l'eau distribuée.

Ce phénomène implique que les politiques de prévention doivent être pensées non seulement en termes d'arrêt des apports, mais aussi en termes de temps long d'atténuation des contaminations héritées, avec des stratégies de reconquête des captages et des milieux adaptés à ces inerties.

¹⁶ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/la-pollution-des-eaux-superficielles-et-souterraines-en-france-extrait-du-bilan-environnemental>

¹⁷ <https://www.notre-environnement.gouv.fr/themes/sante/la-pollution-de-l-eau-douce-ressources/article/la-pollution-de-l-eau-par-les-pesticides>

¹⁸ <https://sitesv2.anses.fr/fr/system/files/Pasquini%20L%202025.pdf>

¹⁹ <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abg9065>

1.1 Le système des autorisations de mise sur le marché (AMM) des pesticides : une maîtrise des risques dont l'inertie génère des pollutions en héritage

[6] Le contrôle des pesticides en Europe repose sur le **règlement 1107/2009 sur les produits phytopharmaceutiques (PPP)** qui généralise le principe de l'autorisation de mise sur le marché (AMM) pour les PPP et le **règlement européen (UE) n° 528/2012** qui fait de même pour les biocides²⁰. La liste des substances actives proscrites est fixée dans les annexes de ces règlements mais la décision pour chaque produit revient aux agences nationales qui sont libres de fixer des exigences plus strictes.

[7] Sur 15 042 produits phytosanitaires ayant fait l'objet d'une demande d'AMM depuis que l'obligation existe en France, 12 405 (82%) sont aujourd'hui interdits et 2 637 restent autorisés. **Parmi ces derniers, 42 contiennent un polluant (Métaldéhyde, Chlortoluron, Fluopiram, Glyphosate, Bentazone, Terbutylazine) à l'origine de non-conformités des EDCH aux normes de qualité en vigueur.**

[8] Le système d'AMM est conçu pour éviter la diffusion dans l'environnement de produits dont on connaît dès le départ les risques de dangerosité ou de persistance. Il faut cependant souvent plusieurs années pour découvrir les effets sanitaires d'une exposition chronique à faible dose et encore davantage pour observer les effets des métabolites issues de la dégradation d'une molécule mère.

[9] Le graphique 1 ci-dessous retrace la période d'utilisation de chaque produit depuis les années 1950. Celui-ci illustre ainsi l'impact du retrait du marché des produits jugés dangereux pour la santé ou l'environnement, ces autorisations n'étant réévaluées qu'à l'occasion de leurs renouvellements prévus tous les 10 ou 15 ans. Ces périodes d'utilisation laissent en héritage, pour les substances les plus persistantes, des stocks de polluants qui imprègnent désormais les nappes et provoquent des dépassements durables des normes de qualité dans les EDCH. Dans son projet de règlement européen sur la sécurité alimentaire de décembre 2025²¹, la Commission européenne envisage de passer à une logique d'autorisations illimitées dans le temps, sauf pour les substances les plus dangereuses ou « candidates à la substitution » (pouvant être remplacées à brève échéance par une alternative).

[10] En complément du système d'AMM, certaines lois, telle la loi Labbe en 2014, contribuent également à prohiber certaines utilisations de pesticides et les plans Ecophyto mis en place depuis 2008 visent à réduire progressivement l'usage des pesticides. Le rapport IGAS/IGEDD/CGAAER de 2024 offre, dans son annexe 8, un panorama complet des dispositifs existants avec leurs limites.

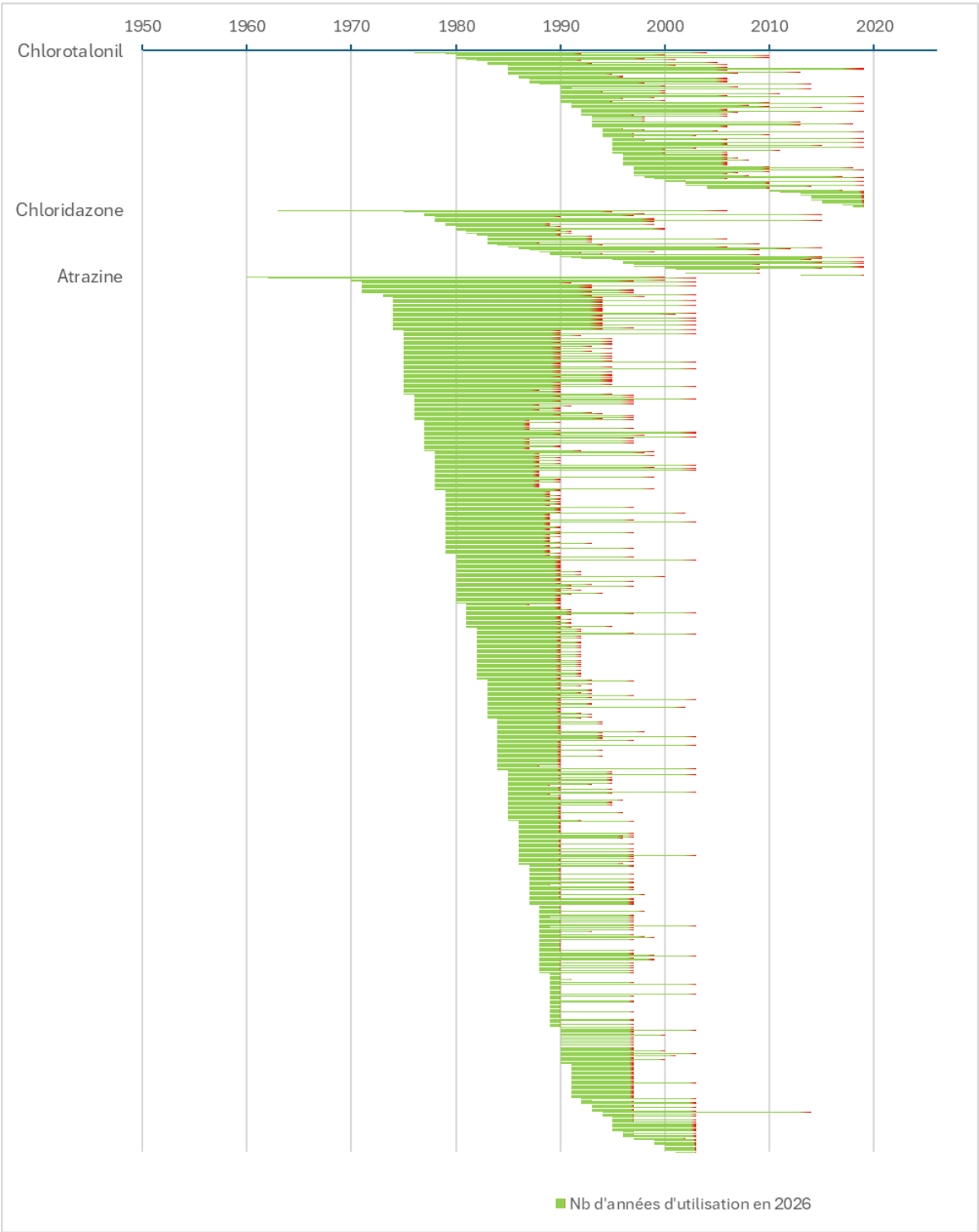
[11] Comme indiqué dans la partie 1 du rapport, les volumes émis restent très importants et de nature à générer à l'avenir de nombreuses non-conformités des EDCH aux limites de qualité européennes.

[12] Selon la direction générale de l'alimentation du ministère de l'agriculture, **sur 400 substances chimiques approuvées au niveau européen, 33 ont en outre un caractère PFAS**. Aujourd'hui, ce caractère n'est pas pris en compte dans la procédure d'approbation de ces substances, sauf pour les substances fortement génératrices de TFA, qui sont désormais systématiquement interdites lors du renouvellement d'AMM. La quantité de substances actives (QSA) émises sur le territoire national atteignait entre 2020 et 2022 près de 2500 T/an dont 1700 potentiellement génératrices de TFA. Cette quantité devrait diminuer au fur et à mesure des non-renouvellements d'AMM. L'interdiction récente du Flufenacet pourrait à elle-seule réduire ce chiffre de 800 T/an à compter du 10/12/2026.

²⁰ Le rapport IGAS/IGEDD/CGAAER de 2024 sur les pesticides explique dans son annexe 3 le système mise en place par ces règlements. [Rapport IGEDD/IGAS/CGAAER "Prévenir et maîtriser les risques liés à la présence de pesticides et de leurs métabolites dans l'eau destinée à la consommation humaine" 2024](#)

²¹ <https://euractiv.fr/content/uploads/sites/3/2025/11/EURACTIV-SIMPLIFICATION-1.pdf>

Graphique 1 : Historique des autorisations de mise sur le marché des 3 PPP à l’origine de la quasi-totalité des non-conformités de la qualité de l’eau à la réglementation en 2024



Source : Analyse des données E-phy par la mission

1.2 Restreindre, à l'échelle européenne, la production et l'usage de certains produits chimiques, notamment les PFAS, reste l'approche la plus efficace pour protéger la population et limiter les coûts futurs de dépollution

1.2.1 La restriction des PFAS se met en place progressivement depuis 15 ans

[13] Cinq PFAS font aujourd'hui l'objet de restrictions générales au sein de l'Union européenne ;

- Le **PFOS**, dont la production et l'utilisation sont restreints **depuis 2009** dans le monde,
- Le **PFOA**, interdit à l'import, l'export et à la production, **depuis 2020** dans le monde et interdit à l'utilisation en Europe,
- Le **PFHxS**, interdit à la production et à l'utilisation **depuis 2023**,
- Le **PFCA** en C9-C14, qui ne peut plus, à compter du **1^{er} janvier 2023** avec une période transitoire de 1,5 an, être fabriqué ou mis sur le marché en propre, ni utilisé pour la production ou la mise sur le marché d'autres substances en tant que constituants,
- Le **PFHxA**, qui sera soumis à des restrictions d'utilisation **à compter du 10 avril 2026**²² pour la production d'articles textiles, de cuirs, de fourrures, de chaussures et d'accessoires, d'emballages alimentaires en papier ou carton, de divers mélanges (sprays imperméabilisants...), de cosmétiques et de mousses anti-incendie²³ (notamment les mousses utilisées pour l'entraînement et les essais, pour les services publics et pour l'aviation civile). Cette restriction sera applicable après des périodes transitoires comprises entre 18 mois et 5 ans, selon l'utilisation.

[14] Le règlement REACH qualifie plusieurs autres PFAS²⁴ comme « substances extrêmement préoccupantes » du fait de leurs propriétés cancérigène, mutagène ou reprotoxique (CMR), leur persistance et leur bioaccumulation. Ces substances ne font l'objet ni d'une interdiction ni d'une restriction mais sont soumises à déclaration et pourraient à terme être soumises à autorisation.

[15] La loi française du 27 février 2025²⁵ interdit, depuis le 1er janvier 2026, la fabrication, l'importation, l'exportation et la mise sur le marché à titre onéreux ou gratuit des PFAS dans :

- Tout produit cosmétique,
- Tout produit de fard,
- Tout produit textile d'habillement, toute chaussure et tous agents imperméabilisants de produits textiles d'habillement et de chaussures destinés aux consommateurs.

[16] A compter du 1er janvier 2030, l'interdiction s'étendra à l'ensemble des produits textiles.

[17] La loi prévoit en outre une trajectoire nationale de réduction progressive des rejets aqueux de PFAS des installations industrielles, de manière à tendre vers la fin de ces rejets dans un délai de cinq ans à compter de la promulgation. A la suite d'une grande campagne exploratoire menée sur les industries encadrées par l'inspection des installations classées civile, le décret n° 2025-958 du 8 septembre 2025 précise ces échéances de la manière suivante :

- une diminution de 70 % d'ici le 27 février 2028 ;

²² À la suite d'une décision de la Commission européenne du 19 septembre 2024

²³ Une restriction sur les PFAS dans les mousses anti-incendie a été publiée au journal officiel de l'UE du 03/10/2025 via par le règlement [2025/1988](#). Elle fixe une limite de concentration de 1 mg/L pour la somme de toutes les PFAS. Cette mesure correspond à l'entrée 82 de l'annexe XVII de REACH relative aux restrictions. La date d'entrée en vigueur principale est fixée au 23 octobre 2030, avec des échéances spécifiques prévues pour certaines mousses ou utilisations.

²⁴ Le 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propionique, ses sels et ses dérivés halogénés (HFPO-DA, l'acide perfluorobutanesulfonique (PFBS) et ses sels et l'acide perfluoroheptanoïque (PFHpA).

²⁵ [LOI n° 2025-188 du 27 février 2025 visant à protéger la population des risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées](#)

- tendant vers la fin des rejets²⁶ d'ici le 27 février 2030.

[18] Enfin, le plan interministériel pour limiter les risques associés aux PFAS²⁷ prévoit dans son action n° 16 « Réglementer et réduire les rejets de PFAS dans l'environnement » les mesures suivantes :

- Fixer des valeurs limites d'émission (VLE) dont le respect peut être attesté par des mesures ;
- Statuer sur la pertinence de définir un seuil d'innocuité et un flux maximum pour la teneur en PFAS des matières fertilisantes ;
- Imposer la mise en place de dispositifs de traitement des PFAS dans les installations de traitement des déchets liquides contaminés par des PFAS (mousses anti-incendie, etc.). Outre la réduction des émissions dans les déchets aqueux des ICPE, cette sous-action prévoit de renforcer le cadre réglementaire des installations de traitement de déchets afin qu'elles se dotent de dispositifs capables de traiter les PFAS et notamment ceux contenus dans les mousses anti-incendie.

1.2.2 Les interdictions mises en place montrent d'ores et déjà des effets sur l'imprégnation des populations, y compris pour des substances très persistantes et bioaccumulatives

[19] Très peu d'études sur le long terme permettent de mesurer l'effet de la baisse de l'exposition sur l'imprégnation des êtres humains. En France, seule l'étude Esteban offre des mesures mais elle ne permet pas de comparaisons dans le temps.

[20] En Allemagne, des mesures ont été faites sur des échantillons de plasma sur la période 1982–2010²⁸ puis entre 2009 et 2019²⁹. Ces études montrent, qu'après une forte augmentation de 1982 à 1986, les concentrations dans le sang en PFOS et PFOA ont connu une stabilisation jusqu'à la fin des années 1990 puis une baisse régulière entre 2001 et 2010 (de 20-24 ng/mL à 4 ng/mL pour le PFOS). Pour le PFHxS qui a été réglementé plus tardivement, les concentrations ont continué d'augmenter de façon continue entre 1982 et 2001, passant d'environ 1 à 2 ng/mL pour redescendre en 2010 à des niveaux environ 20 % inférieurs à ceux observés au début des années 1980.

1.2.3 Les restrictions posées comportent de nombreuses lacunes et doivent être renforcées

[21] En dépit des progrès réalisés depuis vingt ans pour prévenir la production et la mise sur le marché des pesticides comme des PFAS, des flux importants d'émission demeurent.

[22] Pour 5 molécules interdites, des milliers de molécules de PFAS continuent d'être produites dans les quantités très importantes et leurs usages s'étendent très au-delà de ceux prévus dans la loi du 27 février 2025. Quand des molécules sont interdites, les industriels tendent à les remplacer par d'autres non-encore réglementées mais qui, ayant les mêmes propriétés, pourraient se révéler à terme aussi toxiques et souvent non suivies dans les protocoles de surveillance des molécules encadrées par la DCE, que ce soit dans les eaux brutes ou dans l'EDCH, où elles ne sont pas détectées faute d'être analysées. L'approche substance par substance adoptée lors de la procédure d'AMM ne permet pas d'anticiper tous les risques et si le nombre de produits phytosanitaires disponibles sur le marché a

²⁶ Les rejets considérés correspondent au flux massique résultant de la différence entre les substances présentes dans l'eau rejetée par l'installation et l'eau d'approvisionnement de l'installation.

²⁷ [Plan d'action ministériel sur les PFAS](#)

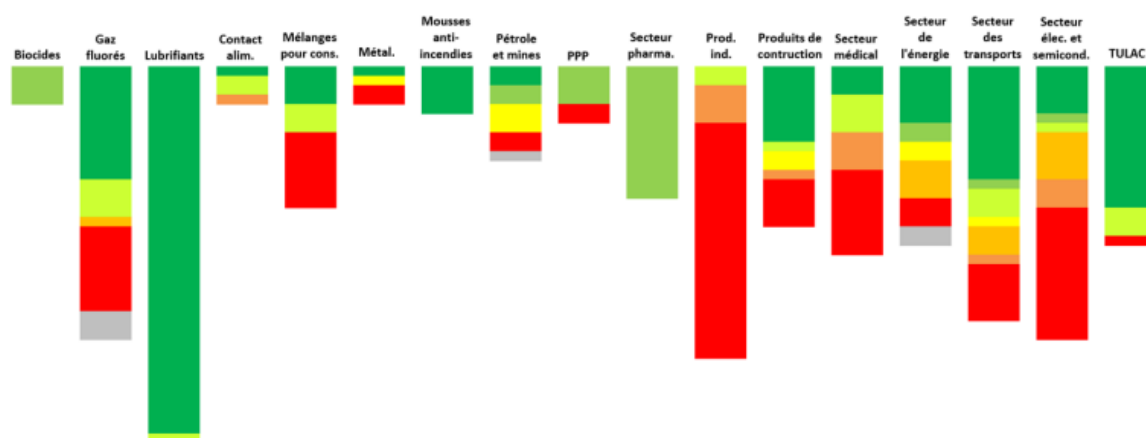
²⁸ Christa Schröter-Kermani, Josef Müller, Heinrich Jüring, André Conrad, Christoph Schulte, *Retrospective monitoring of perfluorocarboxylates and perfluorosulfonates in human plasma archived by the German Environmental Specimen Bank*, International Journal of Hygiene and Environmental Health, Volume 216, Issue 6, 2013, Pages 633-640, ISSN 1438-4639, <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2012.08.004>.

²⁹ Göckener B et al. *Human biomonitoring of per- and polyfluoroalkyl substances in German blood plasma samples from 1982 to 2019*. 2020. Environment International, Vol.145, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106123>

fortement baissé, les quantités utilisées restent encore élevées. **C'est pourquoi les approches de restrictions par familles de produits sont préconisées dans les travaux de l'IGAS³⁰.**

[23] Un projet de restriction³¹ couvrant l'ensemble de la famille des PFAS et l'ensemble des secteurs d'utilisation a été déposé par 5 pays en janvier 2023. Il entend interdire la fabrication, la mise sur le marché et l'utilisation des PFAS en tant que substances prises isolément, ainsi que la mise sur le marché de produits contenant des PFAS en tant que constituant (part d'un mélange ou intégré comme composant), au-delà de seuils de concentration définis. Inédit par son ampleur, tant en nombre de substances qu'en nombre de secteurs concernés, son instruction est en cours depuis plusieurs années.

Graphique 2 : Synthèse des données portant sur la disponibilité de substitutions dans chaque secteur (analyse réalisée par l'ECHA sur 261 usages recensés des PFAS dans l'économie)



Source : [Ineris - 227182 - 2821510 parangonnage sur la réglementation des émissions de PFAS](#), données ECHA

Lecture : la longueur des barres est proportionnelle au nombre d'applications référencées, pas à la quantité produite ou utilisée.

Code couleur sur la disponibilité des alternatives : vert foncé : des alternatives aux PFAS sont disponibles ; vert clair : selon différentes sources, certaines alternatives sont disponibles ou au stade de la recherche et du développement ; jaune : il y a un désaccord entre différentes sources sur la disponibilité des alternatives pertinentes ; orange : la disponibilité d'une alternative est incertaine ou encore au stade de la recherche et du développement ; rouge : Pas d'alternatives aux PFAS ; gris : Pas d'information sur la disponibilité des alternatives.

[24] Le projet de restriction initial, bien que largement expertisé, avait omis huit secteurs qui n'ont été identifiés qu'ultérieurement et ne pourront pas être étudiés (ils feront donc probablement l'objet de dérogations dans un premier temps) :

- Applications pour l'imprimerie,
- Etanchéité (joints),
- Applications dans le domaine des machines,
- Certaines applications médicales (notamment les excipients médicaments),
- Applications militaires,
- Explosifs,
- Textiles techniques,
- Des usages industriels tels que les solvants et catalyseurs.

³⁰ Voir la capitalisation sur les travaux précédents de l'IGAS en santé environnement : [La santé-environnement dans les travaux de l'IGas de 2013 à 2022 | Igas](#)

³¹ <https://echa.europa.eu/fr/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>

Encadré 2 : Le projet de restriction universelle des PFAS : où en est-on ?

L'**avis final** du **Comité d'évaluation des risques** (Risk Assessment Committee – Comité d'évaluation des risques) et le projet d'avis du Comité d'analyse socio-économique (Socio-Economic Analysis Committee – Comité d'analyse socio-économique) de l'ECHA sur la [restriction PFAS](#) ont été publiés le 26 mars 2026.

Le Comité d'évaluation des risques **conclut que les PFAS présentent des risques croissants pour les populations et l'environnement** en raison de leur **forte persistance** et de leurs **effets sanitaires avérés ou suspectés**. Il estime que les **mesures actuelles sont insuffisantes** et qu'une **action réglementaire supplémentaire est nécessaire à l'échelle européenne** pour maîtriser leurs émissions.

Le Comité d'évaluation des risques recommande, si des dérogations pour certains usages spécifiques étaient confirmées par les décideurs, la mise en place de **mesures de gestion des risques visant à minimiser les émissions** :

- l'élaboration de plans de gestion des PFAS spécifiques aux sites pour les fabricants et les utilisateurs industriels, comprenant le suivi des émissions, la communication le long de la chaîne d'approvisionnement sur l'usage des PFAS, un étiquetage clair à destination des consommateurs ainsi que des instructions pour une utilisation et une élimination sûres,
- la déclaration des émissions de PFAS provenant des sites de fabrication et des sites industriels auprès de l'ECHA.

L'avis préliminaire « soutient une **restriction large des PFAS**, tout en reconnaissant la nécessité de **dérogations ciblées** afin de maintenir une mesure **proportionnée et opérationnelle**. Cette **approche équilibrée** permettra de **réduire les émissions de PFAS** tout en autorisant la poursuite de certains usages lorsqu'une **interdiction immédiate entraînerait, dans l'ensemble, plus d'effets négatifs que positifs**. »³²

Le Comité d'analyse socio-économique de l'ECHA souligne que l'action doit être mise en place à **l'échelle de l'Union européenne** afin **d'éviter les distorsions de concurrence** et de **préserver des conditions de concurrence équitables sur le marché intérieur**. Il met en exergue la variété des applications et la nécessité de **dérogations ciblées**³³, non seulement en cas d'**absence d'alternatives** mais aussi, dans certains cas pour tenir compte de **l'évaluation des coûts/bénéfices**. Il défend ainsi une approche **proportionnée** de la restriction qui pourrait déboucher sur un nombre assez large de dérogations³⁴. Pour les usages bénéficiant de dérogations, il soutient l'introduction de mesures de gestion des risques visant à réduire au minimum les émissions de PFAS mais précise manquer d'information pour conclure sur le caractère proportionné de ces mesures spécifiques.

L'ECHA a lancé fin mars 2026 une **nouvelle consultation publique jusqu'au 25 mai 2026** et devrait remettre son avis final à la Commission européenne à la fin de l'année 2026. La Commission devra alors décider, en concertation avec les États membres, du niveau de restriction retenu. Des périodes de transition de 18 mois sont envisagées pour permettre aux industriels de s'adapter.

³² Citation de María Ottati, **présidente du SEAC**

³³ Parmi les dérogations envisagées, apparaissent tous les usages non-substituables, la production initiale des PFAS et de nombreux procédés industriels les utilisant, les dispositifs médicaux, des composants automobiles, des composants électriques, les équipements de protection individuelle, les articles de seconde main et les produits recyclés, les pièces de réparation, les produits et procédés liés à la recherche et au développement, ainsi que tous les usages figurant dans la chaîne amont de ces dérogations... Le Comité rejette en revanche a priori les dérogations demandées sur les substances actives dans des médicaments, des biocides et des produits de protection des végétaux, les mousses anti-feux, les gaz fluorés réfrigérants, les gaz propulsants.

³⁴ Des durées de dérogation de 5 à 12 ans sont envisagées selon que des produits de substitutions sont ou non déjà connus et sont ou non déjà disponibles en quantité suffisante pour servir de substitut.

[25] Lors de son audition par la mission, la direction générale des entreprises a souligné que les effets économiques de l'interdiction des PFAS sont difficiles à identifier car ceux-ci ne se trouvent pas que dans des produits finis destinés à la vente : ils sont parfois cruciaux dans des outils ou des procédés de fabrication, sans que ceux qui les utilisent en aient conscience.

[26] **Certains usages des PFAS contribuant directement ou indirectement à des objectifs de santé, de transition écologique ou de sécurité des populations, des études d'impacts approfondies doivent être réalisées.** Les conséquences économiques indirectes de l'interdiction dans ces domaines pourraient être importantes. A titre d'exemple, les deux usines de production de PFAS qui ont fermé en France ces dernières années et ont été relocalisées dans d'autres pays produisaient :

- Pour l'une : des membranes indispensables pour produire de l'hydrogène vert, ce qui a mis fin au projet de développement d'une filière d'électrolyseurs en France.
- Pour l'autre, des adjuvants de médicaments anti-cancer et anti-diabète, qui seront désormais produits en Inde.

[27] Comme le recommande le plan interministériel pour limiter les risques associés aux PFAS, la **mission considère indispensable de soutenir le projet de restriction REACH**, en ayant au préalable réalisé une étude d'impact notamment socio-économique à l'échelle nationale pour pouvoir éclairer la position de négociation de la France auprès des instances européennes sur les interdictions ou les restrictions d'usage envisagées.

[28] Quelle que soit la position que retiendra l'ECHA, outre les dérogations évoquées ci-dessus, un certain nombre de produits et d'usages sont en dehors du cadre de la restriction REACH et devront faire l'objet de **démarches réglementaires complémentaires** pour que les PFAS y soient mieux régulés.

[29] L'ensemble de ces exceptions limite en pratique la portée du projet de restrictions. La mise en place de mesures complémentaires de contrôle des émissions et de solutions de dépollution pérennes reste donc une nécessité.

2 Les leviers préventifs locaux sont indispensables pour réduire les risques liés aux usages qui restent autorisés et limiter les besoins futurs en curatif

[30] Le rapport conjoint IGEDD-CGAAER-IGAS sur les pesticides et leurs métabolites souligne que la **politique publique doit changer d'échelle dans la protection des aires d'alimentation des captages**, en considérant que la prévention territorialisée constitue le levier principal pour éviter une dépendance croissante aux traitements lourds. Il recommande de refonder et renforcer les dispositifs de protection des captages, en s'appuyant sur des programmes d'actions ambitieux dans les aires d'alimentation, pouvant aller jusqu'à des mesures réglementaires lorsque les démarches contractuelles sont insuffisantes (mobilisation renforcée des ZSCE, articulation avec les politiques foncières et agricoles).

[31] Cette orientation est pleinement convergente avec les travaux de l'Office français de la biodiversité³⁵, qui identifie les aires d'alimentation de captages comme un levier majeur de reconquête de la qualité de l'eau et des milieux, précisément parce qu'elles permettent d'agir directement sur les pressions diffuses, en particulier agricoles, là où les politiques strictement curatives ne traitent pas les causes de la contamination.

[32] La prévention locale est indispensable pour plusieurs raisons :

- En agissant sur tous les milieux, elle contribue à sécuriser la **reconquête locale de la qualité de l'eau**, indispensable pour garantir l'accès à l'eau pérenne pour les populations. Le BRGM³⁶ souligne que, du fait de la persistance des substances et des temps de transfert dans les sols et les aquifères, la

³⁵ <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/279>

³⁶ <https://www.brgm.fr/fr/reference-documentaire/fiche-thematique/protection-captages-eaux-souterraines>

reconquête durable de la qualité des eaux souterraines n'est possible que si les pressions sont effectivement réduites à la source.

- Au-delà de la seule conformité de l'eau distribuée, la prévention locale présente enfin un **intérêt sanitaire plus large pour les populations locales** car elle sécurise les cultures et les espaces de vie, ce que ne permet aucune stratégie centrée exclusivement sur la conformité au robinet.
- Elle **conditionne l'efficacité même du curatif**. Lorsque les flux de micropolluants ne sont pas réduits en amont, les traitements deviennent inopérants et leur performance peut être fragilisée par l'apparition de nouvelles substances encore autorisées mais susceptibles d'être ultérieurement restreintes. Le rapport IGEDD-CGAAER-IGAS souligne que l'absence de maîtrise des pressions conduit à une spirale d'investissements sans garantie de stabilisation durable de la qualité de l'eau.
- Elle constitue un **levier direct de maîtrise des coûts**. La Cour des comptes³⁷ relève que la montée en puissance des solutions de traitement pour compenser les pollutions diffuses entraîne des coûts d'investissement et d'exploitation élevés, et que le renforcement des politiques de protection des captages est indispensable pour éviter une trajectoire de dépendance au curatif, insoutenable localement (augmentation démesurée du prix de l'eau pour les populations touchées).

[33] **Ainsi, la prévention locale doit être considérée non comme un complément facultatif du curatif, mais comme une condition de soutenabilité sanitaire, environnementale et économique des politiques de l'eau potable. La qualité de l'eau distribuée demeure indissociable de celle des milieux aquatiques qui l'alimentent.**

Encadré 3 : La prévention par la restriction des usages : un levier structurant à l'international

Dans plusieurs États membres de l'Union européenne, la prévention réglementaire n'est pas seulement une étape préparatoire à la surveillance ou au traitement : elle constitue un outil opérationnel de maîtrise des flux, visant à réduire significativement les pressions à la source et, par conséquent, à limiter l'extension des besoins de traitement curatif.

En Allemagne, le recours à des zones de restrictions d'usage (ZRU) autour de captages sensibles est systématisé sur les plans fédéral et régional. Ces zones interdisent ou limitent l'utilisation de substances phytosanitaires problématiques dans les aires d'alimentation de captages prioritaires. Ce dispositif, combiné à des programmes de surveillance renforcée et à des « best management practices » agricoles, vise explicitement à réduire les apports diffuses dans les milieux et donc les coûts futurs de traitement.³⁸

Aux Pays-Bas, la stratégie nationale de protection des eaux souterraines combine des interdictions d'usage ciblées et des interdictions générales pour certaines substances classées prioritaires. Par exemple, des herbicides ou métabolites à haut potentiel de migration vers les nappes ont été prohibés dans des zones agricoles fortement vulnérables, avec un phasage anticipé par rapport aux obligations minimales européennes. L'objectif est de définir des trajectoires de réduction des flux d'entrée dans les milieux plutôt que de compter uniquement sur la conformité de l'eau traitée.³⁹

³⁷ <https://www.ccomptes.fr/fr/publications/la-gestion-quantitative-et-qualitative-de-leau-en-periode-de-changement>

³⁸ <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/water/drinking-water>;

https://www.bmlh.de/DE/themen/landwirtschaft/ackerbau/_texte/altlasten.html

³⁹ <https://www.rivm.nl/en>

Au Canada, la prévention réglementaire repose principalement sur la protection des sources d'eau potable plutôt que sur des interdictions nationales ciblant des substances. En particulier, en Ontario, le « *Clean Water Act* » impose l'élaboration de plans de protection des captages fondés sur l'identification des menaces pesant sur la ressource et la mise en œuvre de mesures réglementaires encadrant ou restreignant les activités et usages à risque, notamment l'utilisation et le stockage de produits susceptibles de contaminer l'eau, dont les pesticides⁴⁰. En Colombie-Britannique, des dispositifs analogues, fondés sur l'évaluation de la vulnérabilité des bassins d'alimentation, permettent également de restreindre certaines activités et usages dans les zones sensibles afin de prévenir les contaminations des ressources destinées à l'eau potable.⁴¹

[34] En France, les actions préventives territorialisées se structurent autour de deux notions :

- Les **aires d'alimentation de captage (AAC)**, qui désignent la surface sur laquelle l'eau, qui s'infiltre ou ruisselle, alimente le captage. Ce zonage a pour objectif de désigner la zone où des actions seront mises en place pour la protection de la ressource en eau (**lutte contre les pollutions diffuses**).
- Les **périmètres de protection du captage** (immédiat, rapproché), qui visent à assurer la protection de la ressource en eau vis-à-vis des **pollutions ponctuelles et accidentelles** de nature à rendre l'eau impropre à la consommation. Depuis la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, l'instauration des périmètres de protection des points de prélèvement d'eau pour l'alimentation est obligatoire. Il appartient à la collectivité, maître d'ouvrage, d'engager cette procédure qui doit conduire à un arrêté de déclaration d'utilité publique (DUP). La procédure de déclaration d'utilité publique (DUP) d'un captage d'eau destinée à la consommation humaine est instruite par l'ARS, à la demande de la collectivité bénéficiaire. En 2022, 82 % des captages bénéficiaient d'une protection avec DUP⁴².

2.1 Préventif agricole : améliorer l'efficacité des outils et la capacité des PRPDE à agir et à engager les autres parties prenantes

[35] Le préventif dans le domaine agricole vise, soit à supprimer à la source les émissions de substances les plus polluantes, soit à en réduire l'utilisation et donc l'impact. Il est le principal levier d'action préventif face aux pesticides mais contribue également dans une certaine mesure à la prévention des émissions de PFAS⁴³.

[36] Les actions mises en œuvre pour éviter l'émission de pollutions diffuses et protéger localement les aires d'alimentation de captages (AAC) peuvent viser :

- le soutien de l'agriculture biologique ;
- le maintien ou le développement de certaines productions moins consommatrices en intrants (zones d'herbe pour l'élevage) ou filières à bas niveau d'intrant (BNI) comme le lin, le chanvre ou la silphie ;
- la promotion de pratiques agronomiques qui permettent de réduire l'utilisation des intrants en minimisant l'impact ;
- le recours à des stratégies foncières permettant de positionner les « bonnes cultures » aux « bons endroits », telles que les assolements concertés, les échanges de parcelles, l'utilisation du droit de préemption des collectivités pour des acquisitions foncières avec une maîtrise des usages (baux environnementaux, obligations réelles environnementales) ;
- l'action sur les transferts et la rétention des polluants par des aménagements de parcelles (haies, talus, fossés, bandes enherbées etc.) ;

⁴⁰ <https://www.ontario.ca/laws/statute/06c22>

⁴¹ <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/water/water-quality/drinking-water-quality>

⁴² Données SISE-Eaux (ministère en charge de la Santé) – DGS, ARS, 31 mai 2024

⁴³ Certaines substances actives de pesticides métabolisent en TFA et les PFAS peuvent être utilisées pour l'enrobage de semences.

- ou encore la recherche de substitutions à certains produits phytosanitaires par le recours à des produits de biocontrôle par exemple.

[37] La réduction des intrants est présente dans les politiques agricoles, mais, au sein de la PAC, elle relève surtout des écorégimes et des MAEC plutôt que de la seule conditionnalité ; elle est, plus spécifiquement, portée par la stratégie Écophyto⁴⁴.

[38] Parmi les outils permettant d'intervenir à l'échelle locale, plusieurs sont directement issus de la politique agricole commune :

- **L'écorégime** qui instaure un socle environnemental minimal général nécessaire à l'accès aux aides PAC ;
- Les **mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC)**, financées par le Fonds Européen Agricole pour le Développement rural, le ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté Alimentaire, les Agences de l'eau et dans une moindre mesure les Régions ;
- La mesure de **conversion à l'agriculture biologique**.

[39] Ces outils sont complétés par le système des **paiements pour services environnementaux (PSE)** des Agences de l'eau ou des acteurs privés (producteurs d'eaux en bouteille par exemple) qui permettent des mesures plus ciblées et adaptées aux territoires. Pour la protection des captages, ces PSE sont co-financés par la PRPDE et l'Agence de l'eau suivant des proportions variables. Un fonds de concours est dédié au financement des études de délimitation des aires d'alimentation de captages⁴⁵.

[40] L'octroi de ces subventions est limité par les règles de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC) à la stricte compensation des surcoûts et des manques à gagner associés au changement de pratique nécessaire pour protéger les ressources naturelles, dont l'eau. Aucune aide ni compensation n'est possible en cas de mise en demeure.

[41] Les **Mesures agroenvironnementales et climatiques (MAEC)**, ou l'éco-conditionnalité, qui n'ont pas été construits pour protéger spécifiquement les AAC, contribuent à l'objectif de préservation de la ressource en eau mais de manière parfois diffuse et pas assez intense pour produire les résultats attendus. De surcroît, contrairement à l'agriculture biologique, ces mesures ne modifient pas en profondeur les systèmes d'exploitation, elles sont donc réversibles en cas d'arrêt des aides.

[42] Au cours de ses investigations, la mission a pu observer des programmes agricoles de prévention « sur mesure », inédits et dont l'efficacité est reconnue. Les meilleurs résultats en termes de réduction des flux de pollution liée aux pesticides ont été obtenus en contractualisant avec les agriculteurs sur un bouquet de mesures combinant PSE (en partenariat avec l'Agence de l'eau mais aussi parfois à l'initiative des PRPDE elles-mêmes), **la structuration de filières bas niveaux d'intrants ou d'agriculture biologique, certains leviers fonciers et l'appui à la recherche de débouchés locaux**, généralement dans le cadre de la restauration collective pour valoriser et écouler les productions locales⁴⁶.

⁴⁴ https://www.telepac.agriculture.gouv.fr/telepac/pdf/conditionnalite/2025/technique/Conditionnalite-2025_fiche-technique_presentation-generale.pdf

⁴⁵ Instruction du 12 novembre 2025 relative à la prise en charge de la délimitation d'aires d'alimentation de captages : <https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0034283/TECL2530494J.pdf;jsessionid=E214C1BB2E1BAF395ECB48E8735E3AC7>

⁴⁶ La mission a pu échanger avec Eau de paris et le SDEA sur ces expériences et les conditions de réussite.

Tableau 1 : Description des principaux outils de prévention des pollutions agricoles

	Ecorégime	MAEC	PSE
Financeurs	FEAGA : fonds européens	FEADER : fonds européens et nationaux (UE, Etat, AE, Régions)	Nationaux (AE, collectivités)
Elaboration cahier des charges	Nationale	Nationale (cahiers des charges) et Régionale (PAEC) ; concertation en CRAEC	Territoriale dans un cadre plus ou moins souple fixé par l'AE
Adaptation au territoire	Non prévue	Modérée (certains seuils du cahier des charges)	Forte (sauf AEAG)
Durée d'engagement	1 an	5 ans	5 ans
Surfaces à engager	100 % de la SAU	MAEC systèmes : 90% de la SAU MAEC localisées : partie de la SAU	100 % de la SAU sauf cas particulier
% de la SAU nationale couverte	91 % (2023)	5 % (campagnes 2023 et 2024)	1 % (Ceresoo, chiffre 2022)
Cahier des charges	Approche par obligation de moyen avec des seuils → effet cliquet	Approche par obligation de moyen avec des seuils → effet cliquet	Approche par la performance environnementale obtenue via des indicateurs → progressivité.
Mode de rémunération	Annuelle, selon atteinte des seuils	Rémunération annuelle sur la base de la surface engagée	Rémunération annuelle proportionnelle aux indicateurs (calcul d'une note, multipliée par la surface de l'exploitation)
Exigences d'engagement	Paiement sous réserve du respect du cahier des charges. Remboursement en cas de non-respect des obligations	Paiement sous réserve du respect du cahier des charges. Remboursement et sanction éventuelle en cas de dénonciation du contrat ou non-respect des obligations	Remboursement en cas d'indu mais pas de pénalités ni de sanction
Gestion (instruction, paiement et contrôle)	ASP et DDT par délégation	ASP et DDT par délégation	Porteur de projet (sauf AEAG ou centralisé et AERM pour le paiement)
Cout de gestion au regard des sommes distribuées	faible	modéré	fort
Risque financier pour la France en cas de défaillance du système de gestion	Très fort	Fort	Très faible

Source : rapport CGAAER n°25045 »Des outils financiers pour la transition agroécologique, octobre 2025

[43] Ces programmes de prévention agricoles reposent souvent sur **la combinaison d'une très forte volonté politique locale et d'importants moyens d'animation** pour susciter le volontariat. Leurs conditions de réussites sont donc difficilement transposables. L'approche fondée sur le seul volontariat rencontre des limites en termes d'impact, si l'engagement des agriculteurs ou la superficie concernée sont trop limités. Les résultats sont alors décevants pour la PRPDE mais aussi pour les agriculteurs eux-mêmes engagés volontairement dans l'effort. **Un programme de prévention se doit donc de disposer d'une masse critique et d'un horizon temporel suffisants pour produire un résultat.**

[44] Le programme d’actions de prévention doit être conçu après un diagnostic approfondi du besoin et de l’objectif visé⁴⁷. Le zonage du plan d’action dans tout ou partie de l’AAC est lui aussi essentiel afin d’optimiser l’impact mais aussi les ressources financières à mobiliser.

[45] Les moyens financiers sont aujourd’hui mal répartis : des enveloppes MAEC eau⁴⁸ existent mais elles sont faiblement mobilisées. Les PSE financés par les Agences de l’eau ou les PRPDE sont plus coûteux mais apparaissent plus attractifs pour les agriculteurs (de 150 à 450 € par hectare⁴⁹) et *in fine* manquent de financements. **Les marges de manœuvre budgétaires au sein des Agences sont limitées sur ce poste et la volonté de développer les PSE « eaux » se heurte rapidement à l’absence d’enveloppe suffisante et durablement mobilisée.** Un rééquilibrage entre ces deux leviers serait nécessaire.

[46] La doctrine d’utilisation des PSE n’est pas homogène entre Agences et l’enveloppe globale de 140 millions d’euros toutes agences confondues ne permettent de couvrir qu’une faible partie des surfaces. **Par exemple, la mission estime que si les PSE devaient être étendus à 10 % des AAC, soit 2.5 % de la surface agricole utilisable (SAU), il faudrait quasiment quadrupler l’enveloppe de PSE⁵⁰.**

[47] La mission préconise donc de généraliser de manière volontariste les programmes d’action de prévention agricole **en concentrant les moyens sur des zones stratégiques, fortement émettrices de pollutions ou des aires d’alimentation de captages** identifiées comme vulnérables (par exemple, des captages où la ressource ne pourrait pas être substituée).

[48] Pour être durable, un modèle de transition des systèmes agricoles répondant aux enjeux de la protection des captages, doit également répondre à des exigences de viabilité économique. L’enjeu central est donc le **développement de débouchés commerciaux stables à l’issue de la transition.**

[49] Il s’agit donc de construire une approche hybride pour les activités agricoles dans les aires de captage où les fonds publics seraient utilisés au départ pour amorcer la transition et où les financements privés ou de marché monteraient en puissance pour valoriser et pérenniser ces activités.

[50] Cette approche s’inscrit nécessairement dans la durée et requiert une co-construction entre les acteurs de la protection de l’eau et les acteurs économiques des filières agricoles. À titre d’illustration, la convention SENS 2027⁵¹ (Solutions eau nappes d’Alsace et Sundgau) est un modèle d’une approche partenariale possible entre tous ces différents acteurs. Un autre exemple qui illustre cette approche globale est l’initiative Terres de sources, présentée dans l’encadré ci-dessous.

⁴⁷ Il n’est pas forcément pertinent de fixer des objectifs de résultats fondés sur réduction des non-conformités ou de l’IPTC-pesticides face à des pollutions principalement liées à des substances désormais interdites. Des objectifs de réduction de la présence des polluants associés aux pratiques agricoles encore en cours ou des obligations de moyens seraient dans de tels cas plus adaptés.

⁴⁸ MAEC réduction des intrants, couverts végétaux, désherbage mécanique, bandes enherbées le long des cours d’eau allant 100 euros/ha à 500 euros/ha.

⁴⁹ Exemples de PSE mis en œuvre par Eau de Paris

⁵⁰ Le montant des PSE dépend fortement des activités agricoles existantes et de leur marge brute, ce calcul considère un « coût moyen France de PSE » assez élevé à 450 €/ha pour concerner le plus grand nombre de producteurs et de productions.

⁵¹ [SENS 2027 : des actions concrètes pour préserver les ressources en eau en Alsace et dans le Sundgau | Agence de l’Eau Rhin-Meuse](#)

Encadré 4 : L'exemple de l'initiative Terre de sources

EBR est une structure regroupant 75 communes et fournissant l'eau potable à 554 300 habitants. Ces ressources en eau sont diversifiées et s'appuient sur plusieurs usines pour des aires d'alimentation de captages représentant environ 150 000 ha et 2500 exploitations agricoles : la collectivité est confrontée à 6 captages prioritaires, 3 pour les pesticides et 3 pour les nitrates. Afin de limiter les coûts de traitement de l'eau, elle mobilise un panel d'outils afin d'améliorer la qualité des eaux brutes récoltées :

- Les outils réglementaires :
 - périmètres de protection de captage (PPC) : 7567 ha couverts avec des prescriptions dans le périmètre de protection rapproché (ex : interdiction d'usage de produits phytosanitaires) ;
 - règlement du SAGE Vilaine, notamment interdiction de l'utilisation d'herbicide sur maïs sur certains secteurs sensibles au ruissellement et à l'érosion ;
 - démarche captage prioritaire : mise en œuvre d'arrêtés préfectoraux ZSCE.
- Les actions foncières : politique d'acquisition foncière avec mise à disposition d'agriculteurs sous forme de baux ruraux à clause environnementale ;
- Les outils incitatifs :
 - mobilisation du programme Breizh Bocage III ;
 - développement des MAEC ;
 - réflexion en cours sur un PSE ;
 - contrats de territoire : diagnostic des exploitations, accompagnement ;
 - Initiative « Terres de sources ».

Terres de Sources soutient les bonnes pratiques des agriculteurs locaux qui se sont engagés à agir pour la protection de l'air et de l'eau potable avec un mode de production plus vertueux pour les ressources en eau, en proposant aux agriculteurs de nouveaux débouchés et en valorisant leurs produits. Cela représente aujourd'hui 120 agriculteurs, dont 82 en AB pour 8484 ha engagés. Concrètement, en s'appuyant sur le label, une SCIC (société coopérative d'intérêt collectif) permet de répondre à un marché de prestation de service environnemental à destination des agriculteurs et de fournir, via un groupement de commandes, les produits des agriculteurs engagés.

Source : Terre de Sources

[51] Par ailleurs, des outils fonciers permettant l'acquisition par les collectivités de terres dans des zones particulièrement vulnérables peuvent être mobilisés pour préserver durablement la ressource. Les terres acquises peuvent faire l'objet de baux environnementaux, cessibles auprès d'exploitants mais qui contraignent la production agricole aux besoins spécifiques de la zone à préserver. Cette solution se heurte toutefois à plusieurs freins réels, la disponibilité du foncier à la vente dans la zone à enjeux et le coût d'acquisition de ces terres.

2.2 Préventif industriel : construire une politique de réduction des rejets de PFAS

[52] La prévention industrielle de la pollution des eaux consiste à éviter, par des actions de surveillance et de contrôle des émissions, l'introduction de substances dangereuses issues de l'activité industrielle dans les nappes, les cours d'eau ou les captages.

[53] **Le cadre juridique de la prévention industrielle repose sur trois réglementations :**

- **la réglementation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)** définie aux articles L. 511-1 à L. 517-2 et R. 551-9 à R. 517-10 du code de l'environnement⁵². Les ICPE concernent toutes les exploitations industrielles ou agricoles susceptibles de créer des risques pour les tiers ou de provoquer des pollutions ou nuisance pour la sécurité, la santé des riverains et l'environnement. Les activités relevant de la législation ICPE sont énumérées dans une

⁵² [Code de l'environnement, Titre Ier : Installations classées pour la protection de l'environnement \(article L511-1 - A à L517-2\)](#)

nomenclature comportant trois régimes procéduraux de classement : déclaration, enregistrement, autorisation ;

- **la directive Seveso⁵³ relative à l'encadrement des risques liés aux installations industrielles⁵⁴.** Cette directive impose aux États membres de l'Union européenne d'identifier les sites industriels à risque pour y maintenir un haut niveau de prévention ;
- **la directive relative aux émissions industrielles dite directive IED (*industrial emissions directive*)⁵⁵.** Elle définit une approche intégrée de la prévention et de la réduction des pollutions émises par les installations industrielles et agricoles au niveau européen. Les conditions d'autorisation des installations concernées doivent être fondées sur le principe des « meilleures techniques disponibles » (MTD)⁵⁶.

[54] Dans ce cadre juridique, la prévention des pollutions industrielles sur l'eau potable repose sur une approche à plusieurs niveaux :

- **au sein des sites industriels**, les mesures de maîtrise des effluents sont souvent formalisées via des prescriptions d'arrêté préfectoral : maîtrise des consommations d'eau, limitation des rejets, suivi des débits, objectifs de réduction progressive, prescriptions d'installations⁵⁷ ou d'organisation des processus limitant les risques⁵⁸...
- **au niveau des aires de captage** à travers la définition des périmètres de protection. Dans le périmètre immédiat des AAC, toute activité industrielle est interdite. Dans le périmètre rapproché, le stockage des produits dangereux est strictement encadré. Enfin, le périmètre éloigné fait l'objet de restrictions d'urbanisme et de rejets. Les documents d'urbanisme peuvent traduire ces contraintes en interdisant certaines activités industrielles à proximité des aires de captage.
- **lorsque l'établissement industriel est raccordé au réseau public d'assainissement, la prévention doit également articuler le droit des ICPE et le droit de l'assainissement collectif.** En application de l'article L. 1331-10 du code de la santé publique, tout déversement d'eaux usées autres que domestiques dans le réseau public de collecte doit être préalablement autorisé par la collectivité compétente. Cette autorisation constitue un second niveau de contrôle portant sur la compatibilité du rejet avec le réseau, la station d'épuration, la filière de traitement des boues et le milieu récepteur final.

[55] **Les PFAS ont été intégrés très récemment aux dispositifs de surveillance et contrôle des ICPE et les obligations réglementaires nationales sont encore limitées aux rejets industriels aqueux⁵⁹.** L'objectif de réduction des émissions se manifeste surtout par des arrêtés préfectoraux ciblés. Selon la Direction Générale de la Prévention des Risques (DGPR) du ministère de l'environnement, **depuis 2021, la quantité de PFAS dans les rejets aqueux des effluents industriels est passée de 15 à 5 tonnes par an.**

⁵³ Un rejet accidentel de dioxine en 1976 sur la commune de Seveso en Italie a incité les États européens à se doter d'une politique commune en matière de prévention des risques industriels majeurs par l'adoption de la directive dite Seveso.

⁵⁴ [Directive 2012/18/UE du Parlement européen et du Conseil du 4 juillet 2012 concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses, modifiant puis abrogeant la directive 96/82/CE du Conseil](#)

⁵⁵ [Directive \(UE\) n° 2024/1785 du Parlement européen et du Conseil du 24/04/24 modifiant la directive n° 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil relative aux émissions industrielles \(prévention et réduction intégrées de la pollution\) et la directive n° 1999/31/CE du Conseil concernant la mise en décharge des déchets](#)

⁵⁶ Techniques les plus efficaces et avancées pour prévenir ou réduire les émissions et l'impact environnemental d'une activité industrielle tout en étant économiquement et techniquement viables. Lors de la demande d'autorisation ou d'enregistrement d'une ICPE, l'exploitant doit justifier ses choix de production, démontrer que les alternatives ont été évaluées et qu'il a retenu les techniques qui réduisent le risque de pollution à la source.

⁵⁷ Ex : mise en place de dalles étanches sous les stockages, des revêtements imperméables sur les aires de manipulation.

⁵⁸ Ex : distinguer sur un même site les eaux industrielles de process (les plus à risque), les eaux domestiques (sanitaires), les eaux pluviales (potentiellement polluées en cas de ruissellement sur zones à risque) et les eaux d'extinction incendie (à considérer comme effluents accidentels majeurs) pour pouvoir en gérer distinctement le traitement.

⁵⁹ Les autres émissions vers l'air et les sols commencent à faire l'objet de mesures mais sont moins bien identifiées et encadrées, notamment lorsqu'elles sont le fruit de plusieurs années d'exploitation non surveillée.

[56] Toutefois, la seule surveillance des rejets aqueux directs ne suffit pas lorsque l'établissement est raccordé au réseau public. Dans ce cas, les PFAS, comme d'autres micropolluants persistants, peuvent traverser la station d'épuration urbaine et se retrouver à la fois dans les rejets aqueux vers le milieu naturel et dans les boues. **Il en résulte que le raccordement au réseau public ne peut jamais être regardé comme une alternative générale au traitement à la source.** Pour les substances insuffisamment traitées par les ouvrages publics d'assainissement, en particulier les PFAS, **le préfet doit pouvoir imposer, dans le cadre des ICPE, un prétraitement ou un traitement à la source avant tout raccordement ou maintien du raccordement**

[57] Les DREAL réalisent en outre des inspections régulières. **En cas de non-conformité, le code de l'environnement prévoit un ensemble de mesures et de sanctions administratives (mises en demeure, astreintes financières, arrêt temporaire d'activité)⁶⁰, indépendamment de poursuites pénales qui peuvent être exercées⁶¹.** Cette logique de contrôle gagnerait à être complétée par une transmission plus systématique aux DREAL des autorisations de déversement et conventions spéciales de déversement conclues avec les collectivités compétentes en assainissement, afin que l'inspection des ICPE puisse apprécier non seulement la conformité du site à ses prescriptions propres, mais aussi la cohérence globale de la gestion du rejet jusqu'au milieu récepteur.

[58] Le principe du pollueur-payeur s'applique : un industriel qui contamine une nappe doit financer la dépollution et les mesures de substitution de ressource en eau potable. En pratique, il est difficile de le mettre en jeu quand les émissions n'étaient pas réglementées au moment où elles ont eu lieu. **Cette difficulté justifie de renforcer la traçabilité des raccordements industriels au réseau public d'assainissement.** À ce jour, il n'existe pas de comptage national consolidé public du nombre d'établissements industriels raccordés ; le principal indicateur disponible est l'indicateur SISPEA D202.0, qui recense le nombre d'autorisations de déversement d'effluents d'établissements industriels délivrées par les collectivités. Les agences de l'eau disposent aussi de certaines informations au titre des redevances pollution. Cet indicateur montre que le sujet est déjà reconnu par le service public d'assainissement, mais il n'est pas aujourd'hui exploité comme outil national de pilotage de la prévention des pollutions industrielles transférées vers les réseaux publics.

[59] Dans les entreprises concernées, la réduction des émissions de PFAS est complexe car elle nécessite un important travail de refonte des procédés de production ou de substitution ainsi que des mesures de dépollution et de gestion des effluents coûteuses pour les industriels. Cette complexité est encore accrue lorsque l'établissement est raccordé au réseau public : l'entreprise doit alors raisonner non seulement sur ses rejets propres, mais aussi sur leur compatibilité avec les performances effectives de la station d'épuration aval et avec les conditions d'élimination ou de valorisation des boues. **Le maintien d'un raccordement ne devrait donc être possible que si cette compatibilité est démontrée, documentée et régulièrement réévaluée.**

[60] A titre d'illustration, pour les établissements du secteur de la chimie, la réduction des émissions aqueuses représente des coûts d'investissements qui peuvent atteindre jusqu'à 10 % du CA annuel ou une année d'EBITDA (bénéfice avant intérêts, impôts, dépréciation et amortissement) et des coûts de fonctionnement de quelques centaines de milliers d'euros à un million et plus⁶².

[61] L'expérience de l'usine Daikin à Pierre-Bénite illustre les bénéfices d'une surveillance renforcée et d'un traitement des rejets : l'installation d'unités d'osmose inverse et de filtres à charbon actif en sortie d'usine a permis d'abattre 99,99 % des rejets de PFHxA (équivalent à environ 52g par an d'émissions de PFHxA dans l'eau pour une production de 1800T par an de FKM). Le coût de la dépollution sur site est estimé par l'entreprise à hauteur de 2,2 M€ en 2017 pour l'installation d'une filtration par OIBP, 3 M€ en 2025 pour l'installation d'un pré-traitement par charbons actifs ainsi que 300 K€ de recherche et surveillance et 900 K€ annuels de coûts de fonctionnement, en très grande

⁶⁰ [Section 2 : Mesures et sanctions administratives \(Articles L171-6 à L171-12\)](#)

⁶¹ [Article L173-1 - Code de l'environnement](#)

⁶² Observations de la mission sur des cas réels.

majorité supportés par l'entreprise (~40,4 millions € de chiffre d'affaires annuel). L'entreprise a également installé en 2024 des filtrations de l'air pour un coût d'environ 1,2 M€ d'investissement initial et entre 1,2 M€ et 2,5 M€/an de coût d'exploitation. De plus, l'entreprise visitée par la mission indique avoir révisé son dispositif de production (pièces de durites) pour substituer aux PFAS interdits d'autres composantes. Ceci s'est fait dans le cadre d'un processus de Recherche et Développement supporté à l'échelle internationale par le groupe Daikin. Ceci souligne la dépendance des industries concernées à des solutions techniques matures d'adaptation ou de substitution, à l'accès à la recherche et développement, à une visibilité sur l'évolution des normes leur permettant d'engager les adaptations des dispositifs de production ou de substitution de molécules sous contrainte économique.

[62] Ainsi, la mesure des rejets doit s'inscrire dans un plan de surveillance à moyen et long terme intégrant le site émetteur, voire son environnement immédiat. Ce plan de surveillance doit permettre aux préfets de hiérarchiser leurs actions. Il devrait également intégrer, pour les établissements raccordés au réseau public, les données détenues par le service d'assainissement sur l'autorisation de déversement, les résultats d'autosurveillance, les incidents de réseau, les effets sur la station d'épuration et, le cas échéant, sur les boues. **Cette articulation entre police des ICPE et police de l'assainissement serait utile pour éviter que la réduction des émissions industrielles directes ne se traduise simplement par un transfert de pollution vers les systèmes publics d'assainissement.**

2.3 Préventif urbain : intégrer les PFAS dans la mise en œuvre de la DERU2

[63] Les pollutions d'origine urbaine sont moins identifiées par le grand public que les émissions agricoles et industrielles mais elles représentent des volumes de polluants non-négligeables via **l'utilisation quotidienne et le lavage domestique de produits contenant des PFAS ou le lessivage par la pluie de sites d'utilisation de mousses anti-incendie, de gestion des déchets et d'espaces verts traités avec des pesticides ou autres biocides.**

[64] Elles se caractérisent moins par des épisodes ponctuels que par une pression chronique et diffuse sur les milieux aquatiques, **alimentée par les eaux usées domestiques, les eaux pluviales de ruissellement, les déversoirs d'orage, les lixiviats de déchets et les raccordements non domestiques vers les réseaux publics.** Les PFAS, les pesticides et leurs métabolites ainsi que les formes azotées y circulent souvent ensemble, ce qui renforce l'intérêt d'une approche intégrée de prévention à l'échelle du système d'assainissement et non de la seule station d'épuration.

[65] Comme pour l'agriculture ou l'industrie, des mesures de prévention à la source sont possibles et parfois déjà engagées⁶³ mais les leviers d'amélioration sont très limités⁶⁴. Ils ne sont cependant pas inexistantes. La prévention à la source repose d'abord sur la réduction des usages urbains évitables : encadrement des usages non professionnels, meilleure collecte des déchets diffus spécifiques, réduction des flux de PFAS issus des achats publics et des produits de consommation, et maîtrise des sites urbains à risque particulier comme les centres de gestion de déchets, certaines plateformes logistiques, les zones d'entraînement incendie ou les équipements utilisant encore des mousses fluorées⁶⁵.

[66] **Les enjeux essentiels de la prévention en milieu urbain se concentrent autour de la gestion des déchets et des eaux usées.** Les stations d'épuration (STEP), qui accueillent ces dernières mais aussi les effluents industriels et les lixiviats de décharges ne sont pas conçues pour éliminer efficacement les PFAS et les métabolites de pesticides. Une fraction significative de ces substances traverse donc les ouvrages sous la forme de rejets aqueux ou de boues. Ce constat justifie de ne plus considérer la station d'épuration comme l'unique réponse technique.

⁶³ Les pollutions par les pesticides sont désormais marginales suite à l'adoption de la loi Labbé qui encadre fortement l'utilisation des phytosanitaires pour les collectivités.

⁶⁴ Ex : intégration de critères « sans PFAS » dans certains achats publics, identification et gestion spécifique des flux de déchets susceptibles d'en contenir, et définition d'une doctrine d'utilisation et de confinement des mousses anti-incendie.

⁶⁵ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?qid=1742556188069&uri=CELEX%3A02024L3019-20241212>.

[67] **La prévention urbaine suppose également un contrôle plus strict des effluents non domestiques admis au réseau**, sur le fondement de l'article L. 1331-10 du code de la santé publique, et une révision plus exigeante des conventions de raccordement lorsque les polluants en cause ne sont pas correctement traités par les ouvrages publics. **Les collectivités compétentes doivent ainsi pouvoir refuser, limiter ou conditionner les déversements non domestiques incompatibles avec leurs performances de traitement**, avec la protection de la ressource ou avec la gestion des boues.

[68] Les STEP produisent 11 millions de tonnes de boues chaque année⁶⁶ qui sont ensuite épandues dans un but de fertilisation sur une surface équivalent à 1 à 3 % de la surface agricole utile (SAU)⁶⁷, ce qui concentre les risques. Des procédés innovants de gestion des déchets pour produire de l'énergie verte tels que les filières de méthanisation ne détruisent pas non plus les polluants persistants. L'incorporation dans les méthaniseurs de déchets industriels compostés ou de végétaux contenant des taux élevés de pesticides ou PFAS produit elle aussi des boues contaminées. **La question des boues doit donc être traitée comme un volet central de la prévention et non comme une simple externalité du traitement des eaux usées**. Pour les PFAS en particulier, l'amélioration du traitement liquide n'est pas suffisante si elle conduit à concentrer la pollution dans les boues ou dans des résidus de traitement sans filière adaptée. La compatibilité des raccordements non domestiques et des flux entrants en STEP doit être appréciée au regard de l'ensemble du système (réseau, station, rejet final et boues).

[69] **Les boues étaient insuffisamment contrôlées et suivies. Leur élimination, si elle devenait systématique, coûterait de l'ordre de 20M€/an (35 centimes d'euro par m³⁶⁸). La circulaire du 27 avril 2026 constitue une première réponse aux constats posés par le rapport sur les boues de l'IGEDD et du CGAAER, publié le 30 avril 2026**. Au-delà du seul coût d'élimination, l'enjeu est celui de la traçabilité et du ciblage des contrôles : les collectivités devraient pouvoir identifier les flux susceptibles de dégrader la qualité des boues, notamment les rejets non domestiques admis au réseau, les lixiviats de déchets et les apports en provenance de sites urbains à risque. Une telle approche permettrait de mieux hiérarchiser les restrictions de raccordement, les obligations de prétraitement et les choix de filière de valorisation ou d'élimination.

[70] La mise en œuvre de la directive européenne DERU2 relative aux eaux résiduaires urbaines implique des investissements significatifs pour améliorer la performance des stations d'épuration, en particulier pour la réduction des micropolluants. **Les investissements nécessaires à la mise en place de la DERU2 sont estimés à 6,4 milliards d'euros par le rapport IGEDD-IGA⁶⁹ soit en équivalent augmentation du prix de l'eau environ 10 centimes par m³**.

[71] Les investissements liés à la mise en œuvre de la DERU2 relèvent du poste de dépenses assainissement et ne sont donc **pas repris dans les travaux de chiffrage des scénarios de la mission qui se concentre sur la production d'eau potable**. Il n'en reste pas moins que ces dépenses d'assainissement ont un effet indirect sur la protection de la ressource en eau brute et sur les coûts futurs de production d'eau potable. **À ce titre, la prévention des pollutions urbaines par la mise en œuvre de la DERU2 peut être regardée comme un investissement amont de sécurisation de la qualité de la ressource non chiffrée par la mission**.

[72] Une autre mission interministérielle ayant travaillé sur ce sujet parallèlement à cette mission, la présente mission renvoie à ses travaux⁷⁰ pour le ciblage des sites prioritaires, l'articulation avec la protection des captages, la doctrine sur les raccordements non domestiques, et la consolidation des données de surveillance.

⁶⁶ Source : Eau France

⁶⁷ 300 000 hectares

⁶⁸ https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/015692-01_rapport-publie_cle5e5d9a.pdf

⁶⁹ [Évaluation de la directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines 2](#)

⁷⁰ <https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/cadres-de-gestion-de-la-contamination-par-les-pfas-a4415.html>

2.4 Les problématiques de transferts de pollution entre milieux et de re-pollution doivent être mieux pris en charge

[73] Au vu de leurs usages depuis le milieu du XX^e siècle, les pesticides comme les PFAS imprègnent probablement en profondeur les sols du territoire national. C'est la raison pour laquelle on les retrouve désormais dans des nappes souterraines. La disparition complète et rapide de toutes ces pollutions héritées n'est pas possible mais la **stabilisation de la pollution résiduelle** et la **réduction des transferts de polluants vers les points de captages peuvent constituer des leviers de prévention de la contamination des eaux par ces polluants hérités du passé**⁷¹.

[74] Les sédiments⁷² et les nappes souterraines sont les principaux milieux naturels susceptibles d'interagir directement avec des ressources exploitées pour l'alimentation en eau potable.

[75] Parmi les leviers pouvant empêcher les transferts de ces milieux vers les EDCH, on peut citer :

- Des **barrières hydrauliques**, barrières physiques étanches ou barrières réactives perméables, pour empêcher les flux de polluants d'atteindre les points de prélèvement en eau potable ;
- Le **confinement in situ des sédiments contaminés**, notamment par capotage, afin de les isoler et réduire leur mobilité ;
- Le **pompage-traitement des nappes** ou l'extraction du stock des sols (dragage ou excavation) qui permet un retrait direct de la masse polluée, mais constitue des interventions lourdes, intrusives et coûteuses.

[76] La plupart des solutions de dépollution des milieux, comme de l'eau potable, n'éliminent pas les polluants et se contentent de les extraire et les concentrer. **Si l'on veut éviter une re-pollution des milieux par ces polluants très persistants, il est indispensable de développer des solutions de destruction. A l'heure actuelle, en dépit de nombreuses recherches en cours, la seule solution applicable à échelle industrielle reste l'incinération à très haute température (supérieure à 1400°C).** Ces solutions technologiques sont extrêmement coûteuses (1 600 euros la tonne (chiffres AMORCE, ADEME et professionnels de la filière) et ont un impact énergétique et environnemental prohibitif.

[77] **Le développement de techniques alternatives de destruction des PFAS est une priorité en matière de recherche et développement.**

[78] Dans l'attente de solutions de destruction plus matures et plus accessibles, la réduction des transferts entre milieux et la prévention des re-pollutions supposent également de pouvoir financer des opérations de confinement, d'extraction, de traitement ou de gestion de pollutions accidentelles menaçant directement la ressource en eau. Ces opérations peuvent être soutenues par différents financeurs publics, en particulier les agences de l'eau, mais aussi, selon la nature des actions, par l'ADEME, les collectivités territoriales ou des dispositifs nationaux et européens.

[79] Ce financement doit toutefois rester strictement articulé au principe pollueur-payeur : il ne saurait avoir pour effet de se substituer à l'obligation du responsable de prévenir, réduire ou réparer la pollution. Il doit donc être mobilisé de manière subsidiaire, notamment en cas d'urgence, lorsque la protection d'un captage est en jeu, ou lorsque le responsable n'est pas identifié ou n'est plus solvable, sans préjudice de l'exercice de recours contre celui-ci lorsqu'il est connu.

[80] Dans ce cadre, l'évolution des programmes d'intervention des agences de l'eau pourrait intégrer plus explicitement les opérations de maîtrise des transferts entre milieux et de gestion des pollutions accidentelles parmi les actions finançables, en articulation avec les autres dispositifs publics de

⁷¹ <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/methodologie/methodologie-nationale-gestion-ssp> « Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués | SSP-InfoTerre »

⁷² Les sédiments constituent un puits naturel de contaminants chimiques, mais peuvent redevenir une source active de pollution lors de phénomènes de remise en suspension, de bioturbation ou d'échanges eau-sédiment.

financement, afin de permettre une intervention rapide et coordonnée face aux risques de re-pollution de la ressource.

3 Les mesures curatives sont nécessaires dans certaines situations mais doivent rester proportionnées, en raison de leur coût et de leurs externalités négatives

3.1 Face aux situations d'urgence et aux pollutions historiques sur lesquelles les mesures préventives sont inopérantes, des mesures curatives sont et resteront nécessaires

[81] Face à des **pollutions persistantes**, qu'elles soient anciennes⁷³ ou récentes⁷⁴, dès lors qu'elles sont **déjà émises dans l'environnement et peu susceptibles de se dégrader naturellement** jusqu'à innocuité, les mesures curatives permettant de diminuer la concentration de polluants entre les eaux brutes et les eaux distribuées sont incontournables pour diminuer l'exposition des consommateurs.

[82] Elles peuvent être nécessaires dans des situations où les mesures préventives s'avèrent impossibles⁷⁵ ou insuffisantes pour permettre un retour à la norme dans des délais contraints, par exemple dans les cas suivants :

- polluants interdits pour lesquels les mesures préventives ne sont plus appropriées ;
- polluants très persistants stockés dans l'environnement entraînant une contamination durable ;
- type de polluants, type de sols ou type de captage (en particulier eaux souterraines mais aussi cours d'eau lessivant des sols pollués de longue date) générant d'important temps de transfert ;
- source de pollution non-identifiée ou captages dont l'aire d'alimentation est trop vaste pour que des mesures préventives puissent y être déployées à une échelle suffisante ;
- sécurisation de captages à temps de transferts rapides mais susceptibles d'être exposés à des pollutions ponctuelles (accident chimique, lessivage de polluants éloignés de leur aire normale d'alimentation après des épisodes orageux...)

[83] Au regard de la réglementation, les solutions curatives présentent l'avantage de rétablir et sécuriser la qualité des eaux. Elles apportent une solution d'urgence compatible avec les échéances courtes des dérogations sanitaires (deux fois trois ans) qui ne suffisent pas pour constater l'impact des mesures préventives⁷⁶. Elles demandent cependant un temps d'étude (définition de la stratégie présentant le meilleur coût-efficacité, test de dimensionnement des filières, études d'impact environnementale et socio-économique) et de mise en place (acquisition du foncier, réalisation des travaux...) incompressible qui nécessite qu'elles soient déclenchées très rapidement dans ces situations d'urgence⁷⁷.

[84] **Une fois en place, elles peuvent permettre, pour les technologies les plus avancées (charbons actifs, techniques membranaires), de traiter d'autres polluants que ceux qui ont justifié leur installation ou d'offrir des solutions de secours à d'autres territoires limitrophes de ceux qui en ont eu besoin initialement.** Elles améliorent donc la résilience du système de production d'eau potable, peuvent permettre d'éviter de nouvelles crises et éviter la fermeture voire permettre la réouverture de certains captages durablement pollués.

⁷³ Comme on l'a vu, 94 % des non-conformités actuelles sur les pesticides et une part importante des non-conformités actuelles sur les PFAS (PFOS, PFOA, PFHxS et toute une partie du TFA) résultant de pollution passées, elles ne peuvent pas être résolues par des mesures préventives.

⁷⁴ Emissions de polluants encore autorisés demeurant importantes malgré les mesures préventives parfois mises en place.

⁷⁵ Ex : cas du SEDIF avec les prises d'eau en Seine, Marne et Oise avec des bassins versants très urbanisés

⁷⁶ Le Syndicat des eaux d'Alsace Moselle évoque des « temps de retour d'efficacité des solutions préventives [qui] s'entendent, en particulier sur [leur] champ captant, sur des temps longs, de 30 à 50 ans, et sont incompatibles avec les obligations réglementaires. ». De telles durées d'exposition même à faibles doses augmentent considérablement les risques pour la santé des populations.

⁷⁷ Véolia annonce 2 à 3 ans en comptant les études préalables.

[85] **Ces mesures sont cependant coûteuses et ne retirent les polluants que des eaux du robinet et non de l'ensemble de l'exposome.** Elles protègent donc partiellement la population des pollutions et comportent peu d'externalités positives sur l'environnement et la biodiversité. Pour les pollutions liées à des substances autorisées, elles doivent impérativement être associées à des mesures préventives.

[86] À court-terme et tant que des politiques préventives capables de réduire très fortement les émissions n'auront pas produit leurs effets, le levier curatif est donc le seul susceptible de résoudre la plupart de ces non-conformités. **Le besoin de traiter l'eau pourrait diminuer avec le temps si les polluants interdits finissent par disparaître de l'environnement mais il est probable qu'un curatif pérenne restera indispensable pendant encore de nombreuses années.**

[87] Les scénarios « tout curatif » envisageant que chaque UDI en dépassement construirait sa propre usine de traitement en osmose inverse basse pression ne sont ni pertinents, ni réalistes. Dans la plupart des situations, le charbon actif suffit à abattre les pesticides comme les PFAS à chaîne longue, et dans les situations où l'OIBP est nécessaire (métabolites de pesticides ou PFAS à chaîne courte), combiner les technologies de CA et OIBP peut permettre de rationaliser les coûts et l'impact environnemental.

[88] Dans une perspective de sécurisation et d'économies d'échelles, il est **nécessaire d'organiser le déploiement planifié et proportionné d'une combinaison d'interconnexions et d'usines de traitement positionnées de façon stratégique.**

3.2 Les solutions curatives qui permettent d'abattre les PFAS, y compris le TFA, et les métabolites dans les EDCH sont coûteuses et génèrent des dépendances stratégiques

[89] Les mesures dites « curatives » efficaces vis-à-vis des PFAS et pesticides sont de trois types :

- La **substitution de ressource** : abandon du captage pollué et forage d'un nouveau captage ou raccordement à un autre captage⁷⁸. Ces solutions sont de moins en moins accessibles.
- La **dilution** : mélange de l'eau polluée avec une eau saine ou moins polluée, en quantité suffisante pour ramener la concentration de l'ensemble des eaux distribuées en dessous des normes.
- **Les procédés physiques d'élimination par rétention réalisés dans des stations de traitement** : séparation des polluants et de l'eau par adsorption sur d'autres molécules (charbons actifs), filtrations sur membranes⁷⁹ ou par osmose inverse basse pression (OIBP)⁸⁰.

3.2.1.1 Les solutions reposant sur des interconnexions apportent une sécurisation bienvenue mais l'excès de regroupement crée des interdépendances parfois risquées

[90] La substitution ou la dilution sont souvent les options les plus rapides et les moins coûteuses à mettre en place. Elles reposent sur la mise en place d'**interconnexions**.

[91] Leur coût augmente en revanche très rapidement s'il faut creuser un nouveau forage ou tracer des interconnexions longues. En diversifiant les sources d'eau, les interconnexions présentent l'avantage de sécuriser l'accès à la ressource (en cas de découverte d'une nouvelle pollution dans le captage déjà pollué mais aussi en période d'étiage ou en cas d'une indisponibilité temporaire des

⁷⁸ De nombreux captages ont ainsi été fermés en raison de la présence de nitrates au cours des 30 dernières années

⁷⁹ Celles-ci se déclinent en différentes options classées selon leur degré de porosité : microfiltration (0,1 à 10 µm), d'ultrafiltration (0,01 à 0,1 µm), Nanofiltration (NF) (0,001 à 0,01 µm)

⁸⁰ L'osmose inverse est un procédé de filtration physique qui repose sur un passage de l'eau sous l'effet d'un gradient de pression à travers une membrane semi-perméable (0,0001 pm) grâce à une pression supérieure à celle qui résulte naturellement de la différence de concentration entre deux liquides afin que l'eau s'écoule dans le sens inverse du processus naturel de l'osmose et ressorte purifiée. Elle permet de séparer et concentrer une grande variété de micro-polluants.

réseaux) et une fois l'investissement initial réalisé, les coûts de fonctionnement sont faibles⁸¹. L'interdépendance entre les ressources qu'elles provoquent n'est cependant pas exempte de risques.

[92] Principaux enseignements des cas d'interconnexion étudiés par la mission :

- **Meuse** : Sur de petites distances (moins de 10 km), la mise en place d'une interconnexion peut être plus rapide (réalisable en deux ans), moins coûteuse (absence de coûts de fonctionnement) sur le long terme et plus pérenne (absence de dépendance à un approvisionnement en charbons actifs) qu'une station mobile ou la construction d'une usine ;
- Elle peut être une solution d'urgence pour diluer en attendant la mise en place d'une meilleure solution (ex : interconnexion d'urgence entre la Métropole et le SMEP Rhône Sud au niveau de St Genis Laval dans le **sud Lyon**) ;
- Quand les distances à parcourir sont longues ou qu'il existe des obstacles (ex : Interconnexion avec le **nord de Lyon** impliquant un franchissement du Rhône pour un coût de 15 M€), leur déploiement peut être très long (horizon 2050) ;
- A très grande échelle (ex : dans le **Nord**, où le syndicat SIDEN-SIAN-Noreade a mis en place une interconnexion de 250 km, surnommée « l'autoroute de l'eau »), les coûts peuvent être très élevés (250 M€ sur 30 ans) et l'interdépendance est à double tranchant : elle peut permettre de diluer pour résoudre des non-conformités mais la découverte de pollutions sur des forages intermédiaires peut également faire basculer l'ensemble des sites de distributions situés en aval en non-conformité réglementaire, ce qui impose d'ajouter des usines à charbon actifs (coût de 200M€) ;
- Pour des petites communes isolées (**Ardennes/Haraucourt** et **Thénorgues**), le coût des interconnexions et la dépendance qu'elles entraînent avec d'autres acteurs locaux peuvent être perçus comme repoussoirs. Abandonner la ressource la plus proche au profit d'une ressource plus éloignée peut également être mal perçu par la population.

[93] Les interconnexions peuvent donc offrir une solution sécurisante d'un point de vue quantitatif notamment pour des petites PRPDE auparavant très isolées mais elles ne résolvent pas nécessairement l'ensemble des problèmes qualitatifs. En outre, une dilution favorable à l'égard d'un polluant peut s'avérer ultérieurement défavorable à l'égard d'un autre. Les grandes interconnexions comme celle du Nord compliquent en outre la mise en place de stratégies préventives en raison des grandes surfaces concernées et de leur distance avec certaines des PRPDE bénéficiaires.

Rapidité de mise en œuvre

[94] Sur des petites distances (inférieures à 5 km), elles sont une solution rapide⁸² mais en cas de longues distance à relier ou d'obstacles fonciers ou géographiques à surmonter, elles peuvent s'avérer longues. A Lyon comme dans le Grand-Est, plusieurs acteurs ont souligné que la mise en place de grandes interconnexions peut prendre 10 ans (temps d'acquisition du foncier, d'obtention des autorisations pour passer sous des routes ou des voies SNCF, en plus du temps de construction des canalisations elles-mêmes), ce qui n'est pas assez rapide pour résoudre une non-conformité avant la fin des délais de dérogation.

Coûts

[95] Les industriels interrogés considèrent que créer ex *nihilo* des interconnexions n'est rentable que sur des distances inférieures à 5 km. Au-delà, les coûts (200 à 500 K€/km de canalisation) nécessaires pour développer le réseau peut devenir prohibitif, surtout si le nombre d'abonnés raccordé est faible.

Limites

[96] Substitution comme dilution nécessitent l'existence d'une eau propre à proximité en quantité suffisante (il faudrait 1 volume d'eau contaminée pour 20 à 30 volumes d'eau "propre"), y compris en

⁸¹ Les durées avant renouvellement varient en fonction du type de canalisations mais peuvent s'étaler jusqu'à 90 ans.

⁸² Ordre de grandeur "semaines à mois"

période d'étiage ou lors de variations saisonnières (période touristique, d'irrigation...). Elles ne sont donc pas forcément indiquées dans des zones connaissant des périodes de sécheresse.

[97] L'apport d'une eau depuis un captage situé à distance implique un partage de la ressource en eau mais aussi une mutualisation des coûts d'investissement comme de fonctionnement entre PRPDE qui n'est pas toujours politiquement réalisable.

[98] La réalisation des interconnexions nécessaires peut également se heurter à des obstacles géographiques (dureté des sols, forêt, fleuve ou montagne à franchir, pente nécessaire à l'écoulement de l'eau...).

3.2.1.2 La construction d'usines de traitement peut apporter une solution rapide mais leur coût en investissement comme en fonctionnement est élevé et crée des dépendances

[99] Charbons actifs et filtrations membranaires/OIBP sont globalement efficaces :

- **Pour les pesticides**, les installations à charbons actifs permettent l'élimination d'au moins 90% des pesticides totaux présents dans la ressource⁸³. Ils sont moins efficaces pour certaines molécules : métaldéhyde, métabolite R471811 du chlorothalonil, perchlorates... Face à ces molécules des combinaisons de traitements ou des renouvellements très fréquents des médias filtrants sont nécessaires⁸⁴.
- **Pour les PFAS**, le charbon est relativement efficace pour éliminer les PFOS et PFOA mais n'est envisageable que pour des concentrations totales un peu au-dessus de la limite de qualité réglementaire et des molécules de taille assez importante⁸⁵. L'usage de solutions innovantes de charbons actifs⁸⁶ peut dans certains cas permettre d'éviter le passage à l'OIBP même en cas de présence de PFAS et de TFA mais en règle générale, les très petits PFAS ne sont éliminables de façon suffisante que par des techniques utilisant l'OIBP⁸⁷.

[100] Les filtrations membranaires et l'OIBP sont **très efficaces pour éliminer une large gamme de micropolluants** (pesticides, PFAS, perchlorates, perturbateurs endocriniens) et présentent des **intérêts connexes** (possibilité de se dispenser de traitement au chlore, diminution de la dureté de l'eau qui peut permettre des économies d'entretien des installations et de consommation).

[101] Il y a souvent **compétition d'adsorption ou de filtration avec d'autres molécules organiques** ou avec la matière organique d'origine naturelle ce qui peut rapidement générer des **saturations** des CA comme des membranes. Dans ces cas, il reste possible de superposer plusieurs systèmes d'extraction (ex : charbon actif pour abattre une partie des polluants puis OIBP ou nanofiltration pour abattre le reste) ou de traiter seulement une partie des eaux de façon très poussée puis diluer.

[102] **Combiner préventif et curatif est indispensable pour diminuer ces coûts dans la durée.** Au-delà de certaines concentrations de l'eau brute et au regard d'hypothèses techniques associées (population desservie, débit, capacité installée), il faut renouveler trop fréquemment les filtres pour que la solution soit soutenable.

⁸³ Source : SEDIF

⁸⁴ Source : [Rapport IGEDD/IGAS/CGAAER "Prévenir et maîtriser les risques liés à la présence de pesticides et de leurs métabolites dans l'eau destinée à la consommation humaine" 2024](#)

⁸⁵ Source : ANSES, [AVIS relatif à l'évaluation des risques sanitaires d'alkyls per- et polyfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine](#)

⁸⁶ Filtres à charbon actif en grain équipé d'un système automatisé et semi-continu de renouvellement du charbon (Usine de Ternay dans le sud-Lyon) ou CA en µgrain (SMAEL)

⁸⁷ Selon le SEDIF, « L'abattement attendu sur les futures installations [de filtration membranaire] est de 90 à 95 % sur la somme des 20 PFAS réglementés. Concernant le TFA, les résultats des études pilotes membranaire en cours montrent un abattement de 60 à 80 %. »

[103] **En situation d'urgence**⁸⁸, les industriels français sont capables de proposer la mise en place de **stations provisoires** (qui peuvent être mises en œuvre en 3 à 6 mois mais présentent un coût de fonctionnement plus important) ou de **stations pérennes de petites tailles, notamment au charbon actif** (plus longues à construire, coûteuses en investissement mais moins en fonctionnement) à des **coûts d'investissement initial** (entre 125 000€ pour une station fixe et 150 000€ pour une station mobile) et dans des **délais très attractifs** (inférieurs à 2 ans). Les **coûts de fonctionnement** (renouvellement des filtres ou de la station mobile au bout de 2 ans) restent **difficiles à estimer a priori** et les PRPDE n'ont pas toujours prévu de solutions pour les financer. La multiplication sur un même territoire de plusieurs petites stations est en outre sous-optimale.

[104] **Sur des projets de plus grande ampleur** avec réalisation d'une étude d'ingénierie préalable afin d'optimiser le choix de la solution, **6 ans peuvent être nécessaires** entre le début de la dérogation et la fin prévisionnelle des travaux et les **coûts d'investissement** peuvent être **beaucoup plus élevés (quelques millions à quelques dizaines de millions d'euros)**. Ces coûts peuvent être diminués par des économies d'échelles. Ils sont difficilement amortissables sur de petites structures (le coût par abonné devient exorbitant). Dans la plupart des solutions, des **coûts fonciers et de construction complémentaires** (d'usine ou d'interconnexion) sont incontournables. Dans les cas où existe déjà une usine, les coûts sont plus limités mais les territoires qui connaissent aujourd'hui le plus de non-conformités sont aussi ceux qui sont aujourd'hui le moins équipés.

[105] Les projets de construction d'usines de traitement sont souvent dimensionnés au juste besoin et **peu résilients en cas de découverte ou de réglementation d'une nouvelle molécule**⁸⁹. Dans ce type de cas, une refonte complète de la filière doit parfois être envisagée avec d'importants surcoûts⁹⁰ mais des délais assez rapides de mise en place (2 ans).

[106] Les charbons actifs ont un coût de fonctionnement important et présentent une forte **vulnérabilité en termes d'approvisionnement**. Ils sont produits à partir de matières organiques présentes dans les sols (houille bitumeuse, tourbe, lignite) ou produite à partir de végétaux (bois, bambous, coco). Le principal producteur de ces matières premières est la Chine (des quantités beaucoup plus faibles sont également produites en Australie et Afrique du sud). Il existe très peu d'usines de régénération en Europe : une seule en France et quelques-unes en Belgique et en Allemagne. L'accessibilité et le prix des CA est donc très dépendant du contexte géopolitique et économique. Les membranes comme les solutions les plus innovantes de CA présentent, une fois les investissements consentis, un fort risque de **dépendance vis-à-vis des industriels qui en assurent le fonctionnement** (renouvellement des filtres).

[107] Charbons actifs comme membranes présentent un **coût environnemental problématique** :

- Une fois saturés, les **charbons doivent être régénérés ou détruits à haute température** ce qui présente un coût énergétique important et peut générer localement des émissions indésirables.
- Les filtrations membranaires filtrent plus que ce qu'on souhaiterait⁹¹ et produisent des **pertes de 15 à 20 % du débit entrant** (problématique en cas de sécheresse). Elles doivent subir un nettoyage régulier et génèrent :

⁸⁸ Ex : restrictions d'eaux liée à la présence de PFAS dans les Ardennes à Haraucourt et Thénorgues

⁸⁹ Ex : Au **Syndicat mixte d'adduction des eaux de la Lys (SMAEL)**, l'introduction d'un étage de charbon actif (CA) au niveau d'un décanteur suite à la détection du chloridazone et de ses métabolites s'est avérée insuffisante face à la détection en sus, du Chlorothalonil R471811 puis du TFA, généré par l'usage du flufenacet.

⁹⁰ 50M€ pour le SMAEL, 3,8 à 5 M€ à Ternay

⁹¹ Des molécules solubles et des ions sont retenus ce qui nécessite de reminéraliser l'eau si on traite l'ensemble du flux. C'est la raison pour laquelle l'OIBP n'est en général utilisée que sur une partie du flux.

- des **concentrats** qui contiennent à la fois les polluants filtrés et des réactifs chimiques de pré-traitements. Ceux-ci étant sous forme aqueuse, ils nécessitent des procédés de traitement complexes impliquant une hyper-concentration ou floculation avant incinération. **Si certains industriels indiquent disposer de technologies permettant d’y parvenir, le coût énergétique et financier de ces traitements à grande échelle est prohibitif.** Des recherches sont en cours sur ce sujet,
- des microplastiques et nanoplastiques,
- des produits de lavage.

ANNEXE 3 : Parangonnage international des politiques de dépollution de l'eau potable

[1] La présente annexe propose une analyse comparée des modèles de financement, de gouvernance et de hiérarchisation des réponses face aux PFAS, pesticides et métabolites.

1 Introduction générale et cadre de lecture

[2] La présente annexe a pour objet d'éclairer les décideurs publics sur les modèles étrangers de financement, de gouvernance et de hiérarchisation des priorités de la dépollution des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), face aux contaminations par les PFAS, pesticides et métabolites, ainsi qu'à d'autres substances persistantes. Elle vise à identifier, de manière organisée et argumentée, des options mobilisables pour la France, en précisant les conditions de réussite, les limites et les risques.

[3] Le travail de parangonnage repose sur l'analyse croisée d'un corpus de questionnaires auprès des Ambassades, de documents et de données en provenance de pays européens et extra-européens présentant des configurations institutionnelles, financières et territoriales contrastées. Il ne s'agit pas d'établir un classement des pays ni de proposer des solutions transposables en l'état, mais de comprendre les architectures d'action publique qui sous-tendent les résultats observés.

1.1 Principe méthodologique : comprendre pour s'inspirer

[4] **Ce benchmark international ne saurait être lu comme un catalogue de " bonnes pratiques " directement transposable à la situation française.** Les dispositifs analysés s'inscrivent dans des **contextes nationaux très spécifiques** : organisation des services d'eau (fortement centralisée ou très décentralisée), capacité d'ingénierie publique, culture du risque sanitaire, acceptabilité des hausses tarifaires, cadre juridique de la responsabilité environnementale, niveau de solidarité financière nationale.

[5] Un principe guide ainsi l'ensemble de cette annexe : aucun modèle étranger ne peut être reproduit en France sans adaptation substantielle. Chaque dispositif est examiné au regard des écarts de contexte avec la situation française, afin de distinguer ce qui relève d'un levier réellement mobilisable de ce qui dépend trop étroitement de conditions institutionnelles ou budgétaires propres au pays étudié.

1.2 Ce que le benchmark permet d'éclairer

[6] Le parangonnage apporte une valeur ajoutée dès lors qu'il est utilisé pour analyser des chaînes cohérentes de décision publique. Dans les pays étudiés, la gestion des PFAS et des autres micropolluants repose généralement sur une articulation entre

- l'identification et la caractérisation du risque,
- la définition et la révision du cadre normatif,
- les critères de hiérarchisation des interventions,
- le choix des leviers techniques (prévention à la source, traitement curatif, solutions transitoires),
- les modalités de financement et de péréquation,

- l'organisation de la gouvernance et de l'ingénierie
- et les dispositifs de suivi, de transparence et d'ajustement.

[7] Cette lecture par " chaîne de décision " permet d'éviter une approche globale des différents leviers. Les retours d'expérience montrent en effet que **le résultat ne dépend pas uniquement du niveau d'investissement mobilisé, mais aussi de la clarté des responsabilités, de la stabilité des financements, de la capacité d'ingénierie et de la cohérence entre prévention et traitement.**

[8] Le benchmark met également en évidence que, **dans la plupart des pays, les dispositifs présentés comme ciblant les PFAS s'inscrivent en réalité dans des stratégies plus larges de gestion des micropolluants.** Les choix opérés concernent donc simultanément PFAS, pesticides, métabolites et autres substances persistantes, ce qui conduit à privilégier ou pas une lecture " multipolluants " des politiques publiques.

[9] Par ailleurs, le benchmark n'a pas pour objet de conclure sur le " meilleur " modèle, mais de documenter les différents équilibres possibles entre prévention et traitement, solidarité nationale et responsabilité locale, pilotage central et autonomie territoriale. Le présent parangonnage vise à documenter des équilibres d'action publique et les conditions de leur fonctionnement, sans présumer d'une hiérarchie simple entre pays. En particulier, la mission ne dispose pas, pour l'ensemble des États étudiés, d'indicateurs strictement comparables permettant d'établir une vision objectivée (réduction mesurée des concentrations à l'échelle nationale, délai médian de retour à la conformité, coût complet actualisé). L'analyse retient donc, chaque fois que possible, une lecture distinguant les dispositifs mis en place, les conditions de réussite identifiées, les limites ou effets indésirables observés (coûts récurrents, complexité administrative, transferts de pollution vers les déchets, inégalités territoriales), ainsi que les résultats documentés lorsqu'ils existent. Cette prudence méthodologique est essentielle pour éviter toute transposition mécanique et ne peut de ce fait mesurer la transférabilité des expériences dans le cas singulier de la France.

1.3 Périmètre géographique et diversité des configurations étudiées

[10] L'analyse repose sur **8 pays européens** et **8 extra-européens** afin de couvrir un éventail large de configurations, qui ne sont pas similaires aux caractéristiques françaises :

- des pays ayant développé une **approche fortement préventive et structurée autour de la protection des captages et des restrictions d'usage** (notamment le **Danemark** ou la **Suède**) ;
- des pays caractérisés par un **modèle fédéral ou fortement régionalisé**, avec une répartition marquée des responsabilités (**Allemagne, Espagne, Belgique, Canada** avec un focus sur le Québec) ;
- des pays s'appuyant sur des **mécanismes institutionnalisés de financement et de régulation économique** (**Pays-Bas, Royaume-Uni, Suisse**) ;
- des pays ayant mobilisé des **financements nationaux ou des dispositifs fédéraux** structurants (**États-Unis, Australie**) ;
- des pays ayant privilégié une **modernisation rapide des infrastructures et un renforcement normatif soutenu par l'innovation technologique et l'intervention étatique** (**Japon, Corée du Sud**) ;
- des contextes marqués par des **contraintes territoriales spécifiques ou des enjeux d'accès à l'eau** (**Israël, Inde, Singapour**).

[11] Cette diversité permet d'observer des combinaisons variées de normes, d'outils financiers, d'ingénierie publique et de modalités de pilotage.

1.4 Organisation de l'annexe

[12] La suite de l'annexe est organisée de la manière suivante :

- une première partie consacrée aux mécanismes déterminants des politiques étrangères, en examinant successivement le cadre normatif, les choix techniques, les modalités de gouvernance et les modèles de financement ;
- une partie dédiée aux logiques de hiérarchisation et de territorialisation des interventions ;
- une comparaison stratégique des modèles observés ;
- enfin, une synthèse des enseignements mobilisables pour l'élaboration des scénarios français.

[13] Cette organisation vise à assurer une lecture progressive, de la description des dispositifs étrangers vers leur mise en perspective pour la décision publique française.

2 Dispositifs observés : bonnes pratiques, conditions de réussite, résultats et limites

[14] La présente partie ne recense pas uniquement des " bonnes pratiques " au sens d'un catalogue. Elle décrit des dispositifs qui ont, selon les pays, produit des effets jugés utiles (mise en conformité plus rapide, meilleure anticipation, réduction de certaines pressions, amélioration de la transparence), mais également des limites ou des effets indésirables (coûts d'exploitation et d'analyses sous-estimés, complexité des montages, difficultés de gestion des déchets de traitement, inégalités d'accès aux financements, contentieux). Les exemples sont mobilisés pour éclairer des conditions de robustesse et des points de vigilance, et non pour établir un classement.

2.1 Normes et cadre réglementaire

[15] Dans l'ensemble des pays étudiés, le cadre normatif constitue le point d'entrée de la réponse publique aux PFAS, pesticides et métabolites. Il fixe le niveau d'exigence sanitaire, organise la surveillance et conditionne les décisions de relatives aux critères d'établissement des choix d'action publique, d'investissement et de financement. Le parangonnage montre toutefois que l'ambition affichée par les normes ne suffit pas à caractériser la robustesse d'un système : ce qui distingue les dispositifs les plus cohérents est moins le niveau absolu des seuils que la manière dont ils sont articulés à des mécanismes d'anticipation, à un régime de dérogation encadré et à une organisation explicite du retour à la conformité.

2.1.1 Normes plus exigeantes que celles de l'Union européenne et dynamique d'anticipation

[16] Les limites de qualité des pays membres de l'UE sont en grande partie déterminées par le cadre posé par la directive eau potable (100 ng/L pour chacun des 20 PFAS réglementés et 500 ng/L pour leur somme). Quelques pays européens (Danemark, Suède, Pays-Bas) ont adopté des normes plus restrictives, inférieures ou égale à 4,4 ng / litre⁹² pour les 4 PFAS les plus présents dans l'eau potable, ce qui traduit une échelle d'ambition normative différente au sein de l'UE.

[17] Hors UE, certains pays se montrent également ambitieux : la règle finale publiée par l'" Environmental Protection Agency " (EPA) en avril 2024 aux États-Unis fixe des Maximum Contaminant Levels (MCL) de 4 ng/L pour le PFOA et le PFOS, et de 10 ng/L pour le PFNA, le PFHxS et le HFPO-DA (GenX), avec un indice de danger (Hazard Index) égal à 1 pour certains mélanges de PFAS, afin de prendre en compte les effets cumulés (EPA, National Primary Drinking Water Regulation for PFAS, 2024). De plus, la fixation de normes à l'échelle des Etats, contraignantes pour plusieurs PFAS s'inscrit

⁹² [POLICY BRIEFING: Toxic tide rising: time to tackle PFAS](#) », EEB, 2023.

dans une architecture graduée : publication préalable de valeurs sanitaires de référence, campagnes de surveillance étendues, puis intégration dans le cadre réglementaire obligatoire. Cette séquence vise à réduire l'écart entre signal scientifique et obligation juridique, tout en préparant les opérateurs à la mise en conformité. Elle est complétée par des mécanismes d'attribution prioritaire des financements vers les systèmes les plus exposés, notamment de petite taille. Ces écarts illustrent des niveaux d'ambition et des logiques réglementaires distinctes.

2.1.2 Dispositifs d'anticipation et d'accompagnement de la valeur des normes

[18] En Europe continentale, l'Allemagne et les Pays-Bas offrent des exemples d'articulation visible entre expertise nationale et mise en œuvre locale : en Allemagne, l'actualisation progressive des références PFAS a été traduite dans l'ordonnance sur l'eau potable selon un calendrier en deux étapes ; aux Pays-Bas, le RIVM publie des évaluations et méthodes de priorisation qui alimentent l'interprétation des risques émergents. En Suède, l'articulation entre expertise nationale et mise en œuvre locale passe notamment par le rôle du Livsmedelsverket dans la consolidation des données de surveillance PFAS et dans l'élaboration de valeurs guides et de recommandations destinées aux collectivités ; la cartographie nationale conduite en 2021 montrait ainsi que 86 municipalités avaient recherché les PFAS dans au moins une usine d'eau, avec des détections dans 74 des 154 usines concernées.

[19] Les retours d'expérience montrent ainsi que des normes plus exigeantes ne produisent des effets durables que si elles sont accompagnées de capacités d'exécution suffisantes ; à défaut, les difficultés tiennent moins à la norme elle-même qu'aux conditions de sa mise en œuvre locale. Dans les systèmes fédéraux ou très décentralisés, l'effectivité dépend fortement de la capacité à harmoniser la mise en œuvre entre États ou régions. Aux États-Unis, si la norme fédérale fixe un cadre commun, les délais et modalités pratiques d'application peuvent varier, et les collectivités ont exprimé des préoccupations concernant les coûts d'investissement et les charges d'exploitation associées. De manière générale, les coûts complets liés à l'application de normes plus strictes incluent non seulement les investissements dans les installations de traitement, mais aussi l'augmentation des analyses, la mobilisation d'ingénierie spécialisée et la gestion des résidus issus des procédés de captation, dont le poids budgétaire peut être significatif pour les petits services.

2.1.3 Encadrement des dérogations et retour à la conformité

[20] Au sein de l'Union européenne, le régime des dérogations est harmonisé par la directive « eau potable ». Le parangonnage montre toutefois que, dans plusieurs pays nordiques, sa mise en œuvre apparaît particulièrement formalisée, avec un suivi étroit des mesures correctives et une trajectoire de retour à la conformité rendue plus lisible pour les acteurs⁹³. Ailleurs, des régimes plus souples peuvent offrir une flexibilité utile face à des contraintes techniques ou financières, mais au risque d'allonger la durée des situations non conformes et d'affaiblir la crédibilité de la norme. Le parangonnage ne permet pas d'établir une relation mécanique entre sévérité des dérogations et amélioration mesurable des concentrations à l'échelle nationale ; il montre en revanche que la clarté des responsabilités, des délais et des procédures de retour à la conformité contribue à réduire l'incertitude institutionnelle et les conflits d'interprétation.

⁹³ En Suède, [Livsmedelsverket](#) prévoit qu'en cas de dépassement des valeurs, l'exploitant doit conduire une analyse causale, une évaluation des risques, prendre des mesures correctives et informer immédiatement l'autorité et les consommateurs si nécessaire.

Au [Danemark](#), la réglementation prévoit aussi une dérogation d'une durée la plus courte possible, au maximum de 3 ans, avec contrôle par l'autorité avant l'échéance et suivi des mesures pendant la période de dérogation.

En [Finlande](#), la demande de dérogation doit comprendre la raison de la dérogation, les résultats de surveillance, ainsi qu'un plan de mesures correctives avec calendrier et estimation des coûts.

2.1.4 Prise en compte des expositions cumulées

[21] La prise en compte des effets cumulés constitue une autre source d'adaptation des règles notable. Comme indiqué précédemment, les États-Unis ont développé un indice de danger ("hazard index") pour certains PFAS, visant à intégrer l'exposition combinée à plusieurs substances. Cette approche traduit une volonté d'aller au-delà d'une logique purement substance par substance. Elle soulève toutefois des questions scientifiques et méthodologiques, notamment quant aux hypothèses d'additivité et à la comparabilité internationale des méthodes d'évaluation. En Europe, s'il existe déjà des paramètres agrégés, tels que le total pesticides et, pour les PFAS, les paramètres « PFAS Total » ou « somme des PFAS », leur logique demeure principalement celle d'un seuil de concentration cumulé, et non d'une évaluation intégrée du risque combiné comparable au hazard index américain. L'intérêt de ces approches plus globales réside dans leur capacité à mieux hiérarchiser les substances à suivre, les captages à sécuriser et les mesures de gestion à engager, même si leur traduction opérationnelle dans le champ spécifique de l'eau potable demeure encore en cours de consolidation..

2.1.5 Lien entre normes de qualité et action à la source

[22] Enfin, l'articulation entre normes applicables à l'eau potable et restrictions ou interdictions à la source a été retenue par certains pays. Les pays nordiques et germaniques ont souvent articulé durcissement des références applicables à l'eau potable et mesures de réduction des usages à risque, notamment dans les zones de captage. Le Danemark⁹⁴ en fournit une illustration récente : l'Agence danoise de l'environnement a retiré en 2025 l'autorisation de 23 puis 33 produits phytopharmaceutiques contenant des substances actives susceptibles de former du TFA et de lessiver vers les eaux souterraines. Cette cohérence renforce la crédibilité des trajectoires et limite, à moyen terme, la dépendance aux traitements curatifs. Elle suppose toutefois un cadre juridique clair, une capacité de contrôle effective et une acceptabilité des restrictions imposées aux acteurs économiques. Dans d'autres contextes, comme aux États-Unis, en Australie, dans certains territoires espagnols, et plus ponctuellement au Japon ou en Corée du Sud, l'action à la source est moins structurante ou plus lente, de sorte que le système repose davantage sur le traitement de l'eau distribuée, ce qui garantit la conformité sanitaire à court terme sans interrompre nécessairement la dynamique d'accumulation des polluants dans les milieux.

[23] Au total, l'analyse comparée met en évidence que la robustesse d'un cadre réglementaire dépend de son alignement avec les capacités d'expertise, d'ingénierie et de financement disponibles, ainsi que de la clarté des procédures de mise en œuvre et de retour à la conformité. L'ambition normative, pour produire des effets durables, doit donc être pensée comme un élément d'un système cohérent, et non comme un levier isolé.

2.2 Traitement, prévention et ingénierie

[24] Les stratégies observées dans les pays étudiés se distinguent par la hiérarchisation opérée entre prévention à la source et traitement curatif, ainsi que par la capacité d'ingénierie mobilisée pour mettre en œuvre ces choix. Dans plusieurs configurations, notamment au Danemark, en Allemagne, aux Pays-Bas et en Suisse, la protection et la reconquête de la ressource constituent l'axe principal de l'action publique, le traitement étant conçu comme une réponse complémentaire ou transitoire. Les expériences étrangères montrent que le choix entre traitement curatif, prévention à la source et reconquête des captages ne relève pas d'une opposition théorique mais d'un arbitrage contraint par l'état initial de la ressource, la structure des usages et la capacité d'ingénierie disponible. Le parangonnage n'a pas mis en évidence de pays reposant durablement, à l'échelle nationale, sur une stratégie exclusivement centrée sur le traitement. ; inversement, les stratégies strictement préventives ne produisent d'effets significatifs qu'à moyen ou long terme, notamment dans les bassins déjà

⁹⁴ <https://mst.dk/nyheder/2025/juli/miljoestyrelsen-forbyder-23-pesticidmidler>

dégradés. Le couplage des stratégies associant des actions curatives et préventives est observé dans les cas de figure étudiés, l'équilibre entre curatif et préventif est un choix qui s'opère suite à une analyse et dans le cadre d'un processus de décision mais nécessitant une ingénierie et un pilotage du processus. Les stratégies préventives visent à diminuer ou maîtriser les actions curatives et à reconquérir la qualité de la ressource sur une longue durée pour porter ses fruits.

2.2.1 Prévention à la source, protection des captages et reconquête des ressources dégradées

[25] Le **Danemark** constitue un cas emblématique d'approche préventive : près de 100 % de l'eau potable provient des eaux souterraines, et le pays compte environ 2 600 services publics d'eau, majoritairement de petite taille. La protection des captages repose sur une cartographie fine des aires d'alimentation et sur la possibilité d'imposer des restrictions d'usage, y compris l'interdiction de certaines substances dans les zones sensibles. Des accords peuvent être conclus avec les exploitants agricoles afin d'adapter les pratiques culturales et de limiter les intrants à proximité des captages. Cette approche vise explicitement à réduire la dépendance à des traitements pérennes.

[26] En **Allemagne**, de nombreux services d'eau financent des programmes contractuels avec les agriculteurs dans les zones de captage, couvrant par exemple la conversion vers des pratiques moins intensives ou la mise en place de bandes tampons. Ces dispositifs relèvent d'une logique de reconquête progressive des nappes, inscrite dans le temps long. Ces stratégies préventives supposent néanmoins une forte capacité de coordination territoriale et une acceptabilité des restrictions d'usage. Au Danemark, par exemple, la mise en œuvre de restrictions dans les aires de captage s'accompagne de dispositifs de compensation et de dialogue avec les agriculteurs, illustrant les conditions nécessaires à leur acceptabilité. Elles produisent des résultats environnementaux progressifs, dont l'évaluation nécessite un suivi de long terme : en Allemagne ou aux Pays-Bas, les programmes de reconquête des captages s'inscrivent dans des temporalités longues, ce qui peut rendre leur efficacité moins immédiatement perceptible politiquement.

[27] Aux **Pays-Bas**, la protection des ressources s'appuie sur des périmètres juridiquement encadrés et sur une coopération étroite entre opérateurs d'eau potable, autorités environnementales et acteurs industriels. Des plans d'action territoriaux peuvent être élaborés lorsqu'une contamination est identifiée, combinant surveillance renforcée et mesures à la source et, le cas échéant, interventions curatives (traitement, interconnexion ou fermeture de captage), dans un cadre réglementaire défini par le droit national ou européen.

[28] En **Suisse**, la protection des captages est intégrée dans la planification territoriale cantonale, avec des prescriptions précises relatives aux usages des sols et à l'implantation d'activités à risque.

[29] **Les stratégies centrées sur la protection et la reconquête des captages supposent des conditions de gouvernance exigeantes : capacité à imposer des restrictions d'usage, coordination avec les politiques agricoles et industrielles, dispositifs d'indemnisation ou d'accompagnement lorsque des activités sont contraintes. Les** résultats environnementaux, lorsqu'ils sont observables, s'inscrivent dans le temps long et dépendent fortement des caractéristiques hydrogéologiques locales. Leur efficacité est donc plus progressive et moins immédiatement mesurable que celle d'un traitement installé sur un point de captage, ce qui peut rendre leur portage politique plus complexe.

2.2.2 Recours au traitement curatif : portée et limites

[30] Dans des contextes où la contamination est déjà diffuse ou historiquement installée, le recours au traitement curatif est plus marqué.

[31] Aux **États-Unis**, le renforcement des exigences fédérales sur plusieurs PFAS s'est traduit par l'installation accélérée de charbon actif en grain, de résines échangeuses d'ions (non autorisées en France) ou de systèmes membranaires dans de nombreuses collectivités. Ces investissements curatifs

sont appuyés par des **financements fédéraux** via les " **State Revolving Funds** ", ce qui a permis à des services de taille variable d'engager rapidement des travaux de mise en conformité. Cette dynamique a toutefois mis en lumière plusieurs fragilités : **la dépendance accrue aux technologies de captation, l'augmentation rapide des coûts d'exploitation et la difficulté d'organiser à grande échelle des filières de destruction des " concentrats "**. Ces tensions ont conduit à renforcer parallèlement les initiatives visant à engager la **responsabilité des sources industrielles**. Aux États-Unis, la montée rapide des coûts de traitement supportés par les services d'eau a alimenté de grands contentieux et accords transactionnels avec les fabricants de PFAS : **3M a ainsi conclu un accord pouvant atteindre 10,3 milliards de dollars en valeur actualisée, et Chemours, DuPont et Corteva un accord de 1,185 milliard de dollars avec les réseaux publics d'eau potable**. Cette dynamique a été prolongée sur le plan réglementaire par la désignation, en 2024, du PFOA et du PFOS comme substances dangereuses au titre du CERCLA, afin de faciliter la mise en cause des responsables des contaminations et le financement des opérations de dépollution.

[32] En **Australie**, certaines zones affectées par des contaminations industrielles ont conduit à la mise en place de traitements ciblés associés à des dispositifs de surveillance à long terme.

[33] L'Espagne illustre, dans certains territoires, un recours plus réactif aux solutions curatives et à la sécurisation par substitution, incluant le dessalement pour permettre d'atteindre des objectifs de gestion quantitative et qualitative de l'eau lorsque les contraintes hydriques et la qualité de la ressource l'imposent.

[34] Le **Japon** et la **Corée du Sud** illustrent une **montée en gamme technologique rapide**. Au Japon, les opérateurs ont intégré des procédés avancés de traitement, dans un cadre où l'État central fixe les exigences et accompagne la modernisation des infrastructures. En Corée du Sud, le renforcement des normes relatives aux substances persistantes s'est accompagné d'investissements publics dans la modernisation des installations et dans l'amélioration des procédés industriels en amont. Au-delà d'une potentielle opposition entre prévention et traitement, plusieurs pays articulent explicitement les deux dimensions.

[35] En **Allemagne**, **l'engagement d'un traitement peut être accompagné d'actions de réduction des pressions à la source, afin d'éviter une dépendance exclusive à des solutions techniques**. Cette logique s'inscrit dans le cadre des zones de protection des captages (Wasserschutzgebiete), où les restrictions réglementaires peuvent être complétées par des accords contractuels avec les agriculteurs. Les services d'eau financent alors, directement ou indirectement, des adaptations de pratiques dans les aires d'alimentation (réduction des intrants, bandes tampons, couverture des sols) afin de réduire durablement les pressions sur la ressource. Le traitement répond à l'exigence immédiate de conformité, tandis que l'action à la source vise à limiter, à terme, la dépendance à ces dispositifs curatifs.

2.2.3 Soutien à l'innovation et expérimentation technologique

[36] Le soutien à l'innovation technologique constitue un levier complémentaire. **Singapour** développe des plateformes d'essai permettant de tester et d'optimiser des procédés de traitement dans un cadre intégré associant recherche, exploitation et régulation. Par ailleurs, la stratégie dite du " Four National Taps " repose notamment sur le développement du **recyclage avancé (NEWater)**, qui représente aujourd'hui jusqu'à 40 % de l'approvisionnement national, avec un objectif pouvant atteindre 55 % à l'horizon 2060 (Public Utilities Board, PUB). Cette approche illustre une logique de sécurisation par diversification des ressources, plus que par traitement ciblé de micropolluants.

[37] Au **Japon** et en **Corée du Sud**, la capacité industrielle nationale facilite l'appropriation et l'amélioration des technologies disponibles.

[38] **Israël** se distingue par une **ingénierie de projet intégrée à l'échelle nationale, portée par un opérateur public central (Mekorot)** et articulée à des infrastructures stratégiques (dont le dessalement) dans une logique de performance et de **planification de long terme**.

[39] La transposabilité de ces dispositifs dépend de la taille du marché, de l'organisation de la filière industrielle nationale et de la capacité à absorber les innovations dans des réseaux existants. Le recours à des technologies avancées peut par ailleurs accentuer les écarts entre services disposant d'une forte capacité d'investissement et ceux dont les marges financières sont limitées.

2.2.4 Mutualisation de l'ingénierie et des achats

[40] La mutualisation de l'ingénierie est un facteur clé pour les petits services d'eau, afin de dégager des économies d'échelle. Aux **États-Unis**, des **programmes d'assistance technique accompagnent les collectivités rurales dans la conception des projets et la sélection des technologies**. Au **Québec**, des **dispositifs provinciaux d'appui** permettent aux municipalités de bénéficier d'un accompagnement technique et administratif pour répondre aux exigences réglementaires. En **Allemagne** et aux **Pays-Bas**, l'existence **d'agences techniques** et de **structures de coopération entre opérateurs** favorise le partage d'expertise et la rationalisation des achats d'équipements. En Inde, la montée en charge des dispositifs s'appuie sur des solutions techniques plus frugales et sur un accompagnement public important en matière d'ingénierie, notamment par l'équipement progressif des laboratoires et la structuration des programmes.

2.2.5 Gestion des sous-produits et risques de transfert de pollution

[41] La gestion des sous-produits issus du traitement fait l'objet d'une attention croissante. Les procédés de captation des PFAS génèrent des " concentrats " qui nécessitent des filières spécifiques. **Plusieurs pays recourent à l'incinération à haute température**, considérée comme une solution de destruction, **ou à la régénération des consommables** lorsque cela est techniquement possible. D'autres explorent des **solutions de vitrification ou de stockage sécurisé**. Ces choix soulèvent la question du transfert potentiel de pollution vers d'autres milieux et supposent une organisation adaptée des filières industrielles et de contrôle.

[42] L'analyse comparée montre que le traitement, la prévention, la préservation et la reconquête ne constituent pas des alternatives exclusives, mais des composantes d'un équilibre évolutif. Les pays étudiés combinent ces leviers selon leur situation initiale, leurs contraintes institutionnelles et leurs capacités financières. Aucune stratégie isolée ne garantit, à elle seule, une réduction durable des concentrations ; la robustesse dépend de la cohérence de l'ensemble et de la capacité à ajuster les dispositifs dans le temps.

2.3 Gouvernance, coordination à plusieurs niveaux et entre politiques publiques

[43] Les dispositifs observés dans les pays étudiés montrent que la gestion des PFAS et des autres micropolluants repose sur une gouvernance structurée, capable d'assurer un pilotage stratégique (sans être pour autant centralisée), une déclinaison territoriale effective et une coordination intersectorielle. Les différences tiennent moins à la nature formelle des institutions qu'à la clarté des responsabilités, à la stabilité des circuits de décision et à la capacité à mobiliser rapidement l'expertise.

2.3.1 Pilotage national et coordination stratégique

[44] Dans plusieurs pays, un pilotage central est organisé autour d'agences ou de dispositifs dédiés. Aux États-Unis, l'EPA joue un rôle majeur : elle fixe les normes fédérales, publie des valeurs de référence, coordonne les programmes de financement et supervise la mise en œuvre par les États. Ce cadre s'accompagne d'obligations de rapportage et de suivi. Aux Pays-Bas, la coordination nationale associe le ministère compétent, les agences environnementales et les opérateurs de l'eau, avec une articulation étroite entre expertise scientifique et décision publique. En Allemagne, le rôle de l'Agence fédérale de l'environnement (Umweltbundesamt) illustre cette fonction d'expertise centrale, les Länder assurant ensuite la mise en œuvre opérationnelle.

2.3.2 Organisation des relais territoriaux

[45] L'organisation des relais territoriaux constitue un élément déterminant de l'effectivité des politiques. En Allemagne, les Länder disposent de compétences étendues en matière de surveillance et de gestion des captages, mais s'inscrivent dans des lignes directrices fédérales communes. En Belgique, la Wallonie a développé des dispositifs spécifiques de suivi des zones affectées par les PFAS, associant autorités régionales, communes et opérateurs. Au Canada, en particulier au Québec, les municipalités sont responsables de l'exploitation des services d'eau, tandis que la province fixe les exigences réglementaires et assure l'appui technique. Cette articulation suppose des mécanismes stabilisés de coordination et d'échange d'information.

2.3.3 Coordination en situation de crise

[46] Les situations de crise ont, dans certains pays, conduit à renforcer les mécanismes de coordination. **En Flandre, à la suite des contaminations industrielles aux PFAS, des structures spécifiques ont été mises en place pour coordonner les investigations, la surveillance sanitaire, les restrictions d'usage et la communication au public.** Ces dispositifs ont associé autorités environnementales, sanitaires et industrielles dans un cadre formalisé. Aux États-Unis, certaines contaminations locales ont conduit à mobiliser conjointement agences fédérales, autorités étatiques et collectivités, illustrant la nécessité de procédures préétablies pour gérer les situations d'urgence et organiser le retour à une gestion stabilisée. Selon l'analyse de la mission, ces dynamiques post-crise peuvent produire des ajustements rapides des procédures et une clarification des responsabilités. Elles révèlent également les fragilités préexistantes des circuits d'information et la nécessité d'une préparation en amont. Les améliorations observées à la suite de crises ne traduisent pas nécessairement une performance intrinsèque du système initial, mais plutôt sa capacité d'apprentissage.

2.3.4 Renforcement des capacités techniques nationales

[47] Le renforcement de l'ingénierie publique constitue un point commun des dispositifs de réponse au traitement des pollutions. Elle suppose toutefois des moyens humains et budgétaires pérennes. En Allemagne et aux Pays-Bas, les agences techniques nationales et régionales jouent un rôle d'appui auprès des services d'eau, notamment pour l'interprétation des données, la conception des solutions et la planification des investissements. Au Royaume-Uni, le régulateur sectoriel, ARP, qui fait partie de la Banque d'Angleterre, encadre les plans d'investissement des opérateurs et vérifie la cohérence entre objectifs sanitaires et programmes techniques. Aux États-Unis, les programmes fédéraux s'accompagnent d'un soutien technique destiné aux petites collectivités, afin de réduire les écarts de capacité. Selon la mission, les dispositifs de pilotage centralisé ou de task-force nationale ont permis, dans plusieurs cas, d'accélérer la diffusion des orientations techniques et de réduire les délais de coordination entre administrations. Leur efficacité dépend toutefois de leur inscription dans une chaîne décisionnelle stabilisée et de leur capacité à mobiliser les acteurs territoriaux. Dans certains contextes fédéraux, l'articulation entre niveau central et entités régionales peut générer des négociations prolongées ou des divergences d'application, limitant l'homogénéité des trajectoires.

2.3.5 Transparence, observatoire et données publiques

[48] La transparence et l'accès aux données participent pleinement à ces architectures de gouvernance. Les Pays-Bas publient des informations détaillées sur la qualité de l'eau et les plans d'action des opérateurs, favorisant une lecture publique des résultats : Le " Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu " (RIVM) a alerté en 2023 sur un risque de tension généralisée de l'approvisionnement en eau potable à l'horizon 2030 si des mesures d'anticipation n'étaient pas prises, indiquant que les 10 compagnies nationales d'eau potable pourraient être concernées. Par ailleurs, dans le cadre de la régulation économique PR24, l'Office of Water Services (Ofwat) a approuvé en 2024

un programme d'investissement de 104 milliards de livres sterling pour la période 2025-2030, impliquant une hausse moyenne d'environ 31 £ par an par ménage (hors inflation) (Ofwat, Final Determination PR24). Ces éléments illustrent le lien entre transparence réglementaire et acceptabilité tarifaire. En Suède, la diffusion des informations relatives aux substances chimiques et à la qualité des milieux s'inscrit dans une culture de transparence administrative. La mise à disposition publique des données renforce la transparence et peut soutenir l'acceptabilité des décisions. Elle peut également exposer les autorités à des controverses lorsque les résultats sont hétérogènes ou difficilement comparables entre territoires. La transparence constitue un levier de redevabilité, mais suppose un effort pédagogique continu et une capacité à contextualiser les données publiées.

2.3.6 Articulation intersectorielle des politiques publiques

[49] Enfin, la gestion des PFAS est, dans la plupart des pays étudiés, traitée comme un enjeu transversal mobilisant plusieurs politiques publiques. En Suède, la coordination entre l'agence en charge des substances chimiques et les autorités environnementales illustre cette articulation entre politique des produits chimiques et qualité de l'eau. Aux Pays-Bas, les décisions relatives aux captages intègrent des considérations d'aménagement du territoire et d'activités industrielles. Au Japon et en Corée du Sud, le renforcement des exigences applicables à l'eau potable s'accompagne d'un encadrement plus strict de certaines substances dans les secteurs industriels concernés. L'articulation entre politiques de l'eau, de l'agriculture, de l'industrie et des sols apparaît déterminante dans les pays qui ont engagé des restrictions à la source. Cette coordination reste néanmoins complexe, en raison de calendriers décisionnels distincts, d'intérêts sectoriels parfois divergents et de contraintes économiques spécifiques. Les trajectoires les plus intégrées reposent sur des dispositifs de concertation formalisés et sur une capacité d'arbitrage politique assumée.

[50] Ces expériences montrent que les travaux de mise en cohérence des politiques reposent sur la capacité à articuler pilotage national, déclinaison territoriale, expertise scientifique et coordination intersectorielle. Par ailleurs, l'analyse comparée ne permet pas d'établir une corrélation mécanique entre centralisation formelle et préservation environnementale. En revanche, les pays disposant de circuits décisionnels stabilisés et de responsabilités clairement identifiées semblent mieux à même de réduire les délais de mise en œuvre et d'éviter les blocages institutionnels. À l'inverse, les configurations où les compétences sont dispersées sans coordination formalisée peuvent générer des délais accrus ou des arbitrages contradictoires.

2.4 Acceptabilité sociale et mobilisation des acteurs

[51] Au-delà des normes, des choix techniques et des dispositifs financiers, les expériences étrangères montrent que la gestion des PFAS et des micropolluants engage fortement la dimension sociale et politique des décisions. Les dispositifs de concertation et d'information ne sont pas mobilisés uniquement comme des leviers d'adhésion. Les expériences étrangères montrent qu'ils constituent aussi des espaces de confrontation d'intérêts, notamment lorsque des restrictions d'usage, des investissements coûteux ou des hausses tarifaires sont envisagés. Leur effet sur la soutenabilité des décisions dépend de la qualité du cadre procédural et de la crédibilité des données mobilisées.

2.4.1 Concertation locale et implication des parties prenantes

[52] Plusieurs pays ont développé des dispositifs de concertation locale associant les parties prenantes aux décisions relatives à la protection des captages ou à la mise en place de traitements. Au Danemark et en Allemagne, les programmes de protection des aires d'alimentation s'appuient fréquemment sur des échanges avec les agriculteurs concernés, pouvant déboucher sur des accords contractuels ou des adaptations de pratiques. Cette concertation vise à réduire les tensions et à inscrire les mesures dans une logique de coopération plutôt que de confrontation. Aux Pays-Bas, la gestion des captages implique également un dialogue avec les acteurs industriels et territoriaux,

notamment lorsque des restrictions d'usage ou des adaptations d'activités sont envisagées. Dans plusieurs pays nordiques et en Allemagne, l'intégration des parties prenantes dans les décisions relatives à la protection des captages a contribué à une meilleure acceptabilité des restrictions agricoles ou industrielles. Cette acceptabilité repose toutefois sur des mécanismes d'accompagnement financier, de compensation ou de contractualisation. En l'absence de tels dispositifs, les concertations peuvent se traduire par des blocages ou par une dilution des objectifs initiaux. À l'inverse, dans certains contextes fortement centralisés, la rapidité décisionnelle peut être privilégiée au détriment d'une concertation approfondie, ce qui limite les délais mais peut susciter des contestations ultérieures.

[53] Dans des contextes marqués par des contaminations industrielles, la concertation peut prendre une forme plus institutionnalisée. **En Belgique, à la suite des contaminations aux PFAS en Flandre, des dispositifs spécifiques ont associé autorités, représentants locaux et riverains afin de définir les mesures sanitaires et les restrictions applicables.** Ces démarches ont contribué à structurer la communication publique et à organiser le suivi des engagements pris.

2.4.2 Information et pédagogie des décisions

[54] L'information et la transparence vis-à-vis du public constituent un second levier. Les Pays-Bas et le Royaume-Uni publient des données détaillées sur la qualité de l'eau et sur les plans d'action des opérateurs, permettant aux usagers d'accéder à des informations comparables et actualisées. Aux États-Unis, la publication des données de surveillance et des décisions réglementaires par l'EPA participe à la visibilité des enjeux liés aux PFAS. En Suède, la diffusion des informations relatives aux substances chimiques s'inscrit dans une culture administrative de transparence, facilitant la compréhension des arbitrages publics. La publication des données de qualité de l'eau contribue à la redevabilité des opérateurs et des autorités. Elle peut également générer des inquiétudes ponctuelles lorsque les dépassements sont rendus publics sans contextualisation suffisante. L'efficacité de ces dispositifs dépend donc de la capacité à accompagner la diffusion des données par une pédagogie adaptée et par une communication transparente sur les trajectoires de retour à la conformité.

2.4.3 Influence des contextes institutionnels et culturels

[55] L'analyse montre que la prise en compte des contextes culturels et territoriaux apparaît également déterminante. Dans les pays nordiques, la tradition de coopération entre acteurs publics et privés favorise la mise en œuvre de dispositifs contractuels de protection des captages. En Allemagne, la diversité des Länder conduit à des modalités adaptées aux spécificités régionales. Au Canada, notamment au Québec, la dispersion des collectivités et les caractéristiques hydrogéologiques influencent les choix entre prévention et traitement. En Israël ou à Singapour, la rareté relative de la ressource en eau conditionne fortement l'acceptabilité des investissements et des mesures de contrôle. Au Japon, la sensibilité collective aux risques chimiques et la culture de contrôle favorisent un phasage strict et très encadré des exigences, dans un cadre où l'attente de rigueur de la population vis-à-vis des autorités sanitaires nationales est élevée.

2.4.4 Effets sur la soutenabilité politique des décisions

[56] Ces dispositifs de concertation et de transparence ont des effets directs sur la soutenabilité politique des décisions. Les pays ayant mis en place des cadres d'échange formalisés et une information accessible semblent mieux à même d'inscrire les mesures dans la durée, de favoriser une acceptation par les parties prenantes et une adaptation y compris lorsque celles-ci impliquent des coûts significatifs ou des contraintes d'usage. À l'inverse, les situations où les décisions apparaissent abruptes ou insuffisamment expliquées peuvent générer des tensions locales et fragiliser les dispositifs adoptés.

[57] L'analyse des expériences étrangères montre ainsi que l'acceptabilité ne constitue pas un élément périphérique, mais un facteur central de la cohérence d'ensemble des politiques. L'analyse comparée montre que la concertation, la transparence et l'information constituent des leviers importants de soutenabilité politique, mais qu'ils ne produisent d'effets que s'ils sont articulés à une clarification des responsabilités, à un partage perçu comme équitable des coûts et à des trajectoires crédibles de retour à la conformité. Leur efficacité dépend étroitement du contexte institutionnel et culturel dans lequel ils s'inscrivent.

2.5 Financement et modèles économiques

[58] Les pays étudiés montrent que le financement de la mise en conformité face aux PFAS, pesticides et autres micropolluants ne repose pas sur un modèle unique, mais sur des **combinaisons variables entre quatre contributeurs : l'utilisateur via le prix de l'eau, le contribuable via des crédits publics nationaux ou fédéraux, le pollueur à travers des contributions directes ou indirectes, et des mécanismes de mutualisation sectorielle ou territoriale**. L'analyse comparée ne permet pas d'identifier un modèle intrinsèquement plus performant en matière de réduction des concentrations ; elle met en évidence que la robustesse dépend principalement de la stabilité des ressources mobilisées, de leur prévisibilité dans le temps et de la cohérence avec les objectifs normatifs et techniques poursuivis.

2.5.1 Financement via la tarification régulée

[59] Dans plusieurs pays, la part assumée par l'utilisateur demeure significative, notamment lorsque les investissements de traitement et les surcoûts d'exploitation sont intégrés dans la trajectoire tarifaire. Le Royaume-Uni illustre un modèle structuré par la régulation économique : les plans d'investissement des opérateurs sont encadrés par des cycles pluriannuels, intégrés dans une trajectoire tarifaire autorisée par le régulateur. Ce dispositif permet de lisser l'effort dans le temps et de donner de la visibilité aux opérateurs comme aux usagers. Il suppose toutefois un cadre réglementaire robuste, une capacité d'analyse financière élevée et une acceptabilité sociale des ajustements tarifaires. Aux Pays-Bas, le financement par la facture d'eau s'inscrit dans un cadre de service public historiquement structuré et dans une forte capacité technique des opérateurs ; cette configuration limite les ruptures de financement mais repose sur un contexte institutionnel et culturel spécifique, difficilement transposable sans adaptation.

2.5.2 Mobilisation de financements publics nationaux ou fédéraux

[60] **L'intervention du contribuable joue un rôle déterminant dans les pays qui ont souhaité accélérer la mise en conformité ou réduire les inégalités territoriales.** Aux États-Unis, les programmes fédéraux, notamment les " **State Revolving Funds** " et les crédits issus du " **Bipartisan Infrastructure Law** ", ont permis de mobiliser des volumes financiers importants en faveur des collectivités, en ciblant prioritairement celles disposant de capacités financières limitées ou confrontées à des concentrations élevées. Ce soutien a contribué à accélérer le lancement de projets d'infrastructures. Il met cependant en évidence deux fragilités : la complexité administrative d'accès aux fonds, qui peut pénaliser les petites collectivités les moins dotées en ingénierie, et le caractère récurrent des coûts d'exploitation une fois les installations construites. L'**Australie** et le **Canada** (notamment le Québec) mobilisent également des **programmes publics pour soutenir les municipalités**, en particulier les plus petites ; là encore, **la question centrale n'est pas seulement l'investissement initial mais la capacité à absorber durablement les charges d'exploitation.**

2.5.3 Responsabilité environnementale et contributions industrielles

[61] La mise en œuvre du principe pollueur-payeur constitue un troisième levier, mobilisé sous des formes diverses. En **Allemagne** et aux **Pays-Bas**, le **cadre de responsabilité environnementale** permet, lorsque les sources sont identifiables, de faire contribuer les acteurs concernés aux coûts de traitement

ou de réduction à la source. En **Belgique**, à la suite des contaminations aux PFAS en Flandre, la **contribution des industriels identifiés** a joué un rôle important dans le financement des mesures de suivi et de dépollution. Aux **États-Unis**, la **judiciarisation** permet parfois d'obtenir des **indemnisations substantielles**, mais au prix de **procédures longues, incertaines** et dépendantes de la force probante des éléments démontrant la responsabilité des pollueurs. La **Corée du Sud** mobilise des instruments économiques de type **redevances environnementales**, contribuant à financer des politiques de gestion du risque. Ces dispositifs renforcent la perception d'équité, mais leur efficacité **dépend étroitement de la capacité à établir les responsabilités, à contrôler les émissions et à sécuriser juridiquement les contributions**. Les pollutions diffuses ou anciennes limitent souvent la portée opérationnelle de ces mécanismes.

2.5.4 Fonds pérennes et visibilité pluriannuelle

[62] **Plusieurs pays ont structuré des fonds dédiés ou des mécanismes pérennes de financement** afin de sécuriser l'effort dans la durée. La **Suisse** illustre une approche où la lisibilité et la stabilité des instruments jouent un rôle central dans l'acceptabilité des politiques. Aux **États-Unis**, la **programmation pluriannuelle fédérale** donne de la visibilité aux collectivités, même si l'accès aux financements reste encadré par des critères et des priorités susceptibles d'évoluer. **Israël** mobilise des **contrats de long terme sur des infrastructures stratégiques**, intégrant les exigences de qualité dans des trajectoires stabilisées. Ces dispositifs présentent l'avantage de réduire l'incertitude pour les opérateurs ; ils nécessitent toutefois un pilotage financier soutenu et une capacité d'évaluation continue des besoins.

2.5.5 Modulation selon risque et capacité territoriale

[63] La modulation des aides selon le niveau de risque sanitaire, la vulnérabilité des ressources et la capacité financière des services apparaît comme un levier déterminant pour limiter les inégalités territoriales. Les États-Unis disposent de dispositifs formalisés pour cibler les communautés les plus vulnérables ; l'Espagne, dans un cadre décentralisé, met en œuvre des outils différenciés selon les capacités régionales ; au Canada, l'appui public aux petites municipalités est structurant. Ces dispositifs supposent toutefois une base de données consolidée et des critères explicites afin d'éviter les contestations et de garantir la transparence des arbitrages.

2.5.6 Acceptabilité sociale et mécanismes compensatoires

[64] La soutenabilité sociale constitue enfin une dimension indissociable du financement. **Dans les systèmes où la facture d'eau supporte une part importante de l'effort, des mécanismes d'étalement ou d'encadrement des hausses existent pour limiter l'impact sur les ménages**. La perception d'un partage équitable des coûts entre usagers, contribuables et pollueurs conditionne fortement l'acceptabilité des décisions. Dans certains contextes, **des hausses tarifaires significatives ont été acceptées lorsque la trajectoire était lisible et les responsabilités clairement établies comme au Royaume-Uni dans le cadre des cycles de régulation économique d'Ofwat ; À l'inverse**, les situations dans lesquelles la répartition des coûts apparaît déséquilibrée ou insuffisamment explicitée peuvent susciter de **fortes tensions**, comme l'a montré **en Flandre** le débat sur la prise en charge financière des conséquences des contaminations aux PFAS et sur la contribution attendue des industriels responsables.

2.5.7 Soutenabilité réelle, funding gaps et répartition effective des charges

[65] Les approfondissements consacrés au financement confirment les principaux modèles dégagés par le benchmark, tout en en affinant l'analyse sous l'angle de leur soutenabilité. Ils permettent de mieux apprécier les ordres de grandeur, les besoins de renouvellement, les écarts de financement et la répartition effective des charges entre usagers, contribuables et acteurs à l'origine des pressions. Ils montrent ainsi que la distinction la plus structurante n'oppose pas seulement financement tarifaire,

financement budgétaire ou recours au pollueur-payeur, mais aussi systèmes dotés de ressources propres pérennes, systèmes marqués par un sous-investissement chronique et systèmes dont l'équilibre dépend d'un compromis plus instable entre maîtrise tarifaire, renouvellement des infrastructures et adaptation.

[66] Le cas des **Pays-Bas** éclaire de manière particulièrement nette cette distinction. Le modèle néerlandais ne repose pas seulement sur une régulation économique structurée ou sur la solidité de ses opérateurs, mais sur une **capacité institutionnalisée de lever des ressources propres à plusieurs niveaux de gouvernance, en particulier au bénéfice des offices de l'eau**. Ceux-ci disposent de **recettes fiscales propres, fondées sur un principe ancien d'intérêt-contribution-consultation**, et jouissent d'une autonomie forte, encore consolidée par la réforme de leur système fiscal entrée en vigueur au 1er janvier 2026. Cette architecture contribue à limiter les tensions sur le financement courant des missions hydrauliques et d'assainissement. Elle **ne supprime toutefois pas les arbitrages sur les grands investissements de résilience** : à l'horizon 2050, le Programme Delta est associé à un besoin estimé à 38 Md€, pour 29 Md€ de ressources aujourd'hui identifiées, soit un **écart de financement d'environ 9 Md€**. Le modèle néerlandais apparaît ainsi moins comme un système simplement " bien financé " que comme un système dans lequel l'autonomie fiscale locale sécurise le fonctionnement courant, sans éliminer les tensions sur les grands investissements d'adaptation.

[67] L'**Allemagne** illustre, à l'inverse, les limites d'un **modèle largement fondé sur la couverture des coûts par les usagers** et sur une **solidarité peu organisée à l'échelle nationale**. Les besoins de renouvellement des infrastructures y sont considérables : les réseaux d'eau potable et d'assainissement nécessiteraient jusqu'à 800 Md€ d'ici 2045, alors que le niveau d'investissement aujourd'hui réalisé est de l'ordre de 10 Md€ par an, soit un **déficit annuel estimé à 30 Md€ pour atteindre le rythme jugé nécessaire**. Les aides publiques demeurent marginales, ne représentant que quelques pourcents des investissements totaux, et le financement repose quasi exclusivement sur les redevances acquittées par les usagers. Cette configuration confirme le **risque d'un sous-investissement structurel dans un système fortement décentralisé lorsque la régulation tarifaire n'est pas complétée par des mécanismes explicites de péréquation ou de soutien national**.

[68] La **Suède** appelle une lecture du même ordre. Souvent perçue comme un exemple de prévention structurée et de forte transparence, elle apparaît également confrontée à un besoin massif de renouvellement des infrastructures du petit cycle de l'eau. Les besoins annuels d'investissement sont évalués à 2,8 Md€, pour un rythme effectif d'environ 1,8 Md€, soit un **sous-investissement annuel proche de 903 M€** ; le besoin cumulé atteindrait **50 Md€ d'ici 2040**. À cela s'ajoutent les coûts induits par l'adaptation aux nouvelles exigences sanitaires : **la mise en conformité aux valeurs paramétriques PFAS est estimée à 126 M€, avec 6,3 M€ de charges annuelles d'exploitation**. Le cas suédois montre ainsi qu'un modèle fortement préventif et institutionnellement cohérent n'est nullement exempt de tensions financières ; il rappelle que la robustesse de l'architecture institutionnelle ne préjuge pas, à elle seule, de l'absence d'un besoin de rattrapage infrastructurel.

[69] Le cas de la **Belgique** appelle, pour sa part, à distinguer plus nettement les logiques régionales. En **Flandre**, le financement de la gestion de l'eau repose sur une **combinaison de budgets régionaux, de factures d'eau intégrées, d'autofinancement sectoriel et de taxes spécifiques** ; s'agissant des micropolluants, le **principe pollueur-payeur** y est relativement structuré, avec des **contributions estimées à 190 M€/an pour l'industrie, 94 à 113 M€/an pour l'agriculture et 231 M€ pour les grandes infrastructures d'épuration**. En Région de **Bruxelles-Capitale**, à l'inverse, les coûts liés aux micropolluants et à la résilience apparaissent largement portés par la **combinaison du budget régional, des tarifs acquittés par les usagers et de l'endettement des opérateurs, avec une répercussion directe sur les industriels beaucoup plus limitée** ; les dépenses de fonctionnement du service s'élèvent à environ 300 M€ en 2025, financées très majoritairement par les usagers, tandis que la dette liée aux bassins d'orage atteint environ 350 M€. En **Wallonie**, enfin, le modèle est plus hybride, combinant **coûts-vérité, redevances, subventions régionales et européennes, prêts et contributions sectorielles**, dans un cadre où la **SPGE a investi 5,2 Md€ depuis 1999 dans l'assainissement, sans pour autant couvrir l'ensemble des besoins liés au bon état écologique et chimique**. L'enseignement principal est ici que la

Belgique doit être traitée moins comme un cas fédéral homogène que comme une juxtaposition de sous-modèles régionaux contrastés.

[70] L'**Australie** confirme, quant à elle, que le recours au **full cost recovery** et à des **régulateurs économiques puissants** ne protège pas d'un écart substantiel entre besoins d'investissement et montants effectivement autorisés ou financés. Le premier écart porte sur l'accès à l'eau potable et à l'assainissement dans les communautés rurales et autochtones éloignées, pour lesquelles les besoins supplémentaires sont estimés à 2,2 Md AUD. Un second écart concerne les grands services urbains, confrontés à la croissance démographique, au vieillissement des réseaux et à l'adaptation au changement climatique : dans le cas de Sydney Water, plusieurs milliards d'investissements demandés n'ont pas été intégralement validés par le régulateur, ce qui représente un différentiel potentiel de près de 6 Md AUD. Plus largement, **les besoins cumulés liés à la modernisation des réseaux, à la sécurisation des ressources, à la résilience climatique et à la restauration écologique se traduisent par un écart de financement de plusieurs milliards à plusieurs dizaines de milliards AUD à moyen terme**. L'Australie apparaît ainsi comme un modèle dont la soutenabilité dépend d'un équilibre délicat entre régulation tarifaire, dette, cofinancements publics ciblés et arbitrages entre équité territoriale et maîtrise du prix de l'eau.

[71] Enfin, le **Danemark** confirme la place prioritaire donnée à la protection de la ressource, tout en apportant un correctif utile à l'idée d'un financement national massif. **La protection de l'eau potable et des eaux souterraines bénéficie d'un fonds dédié doté de 241 M DKK sur la période 2022-2025, puis de 206 M DKK pour 2026-2027, mobilisé notamment pour l'acquisition foncière dans les zones d'alimentation, le boisement et les aménagements naturels protecteurs**. En parallèle, le principal besoin d'investissement identifié à l'échelle nationale porte sur la protection côtière et l'adaptation au changement climatique, avec 14,9 Md DKK programmés sur la période 2029-2040, en sus des crédits déjà ouverts ; plusieurs experts nationaux estiment toutefois que ces montants demeurent insuffisants au regard des besoins futurs. Le Danemark apparaît ainsi comme un cas fort de financement orienté vers la prévention et la protection des ressources, sans pour autant constituer un modèle où l'ensemble des besoins de long terme serait d'ores et déjà couvert.

[72] Au total, ces approfondissements confirment que **les différences les plus structurantes tiennent à la capacité de lever des ressources propres, à l'existence ou non de mécanismes explicites de péréquation, à la place effective du pollueur-payeur et, surtout, à la manière dont les systèmes traitent les déficits d'investissement accumulés**. Ils invitent ainsi à compléter l'analyse des modèles économiques par une lecture plus explicite des écarts de financement, des charges de renouvellement et des arbitrages entre protection de la ressource, adaptation climatique et soutenabilité tarifaire.

[73] *In fine*, les modèles économiques observés traduisent moins une opposition simple entre usagers, contribuables et pollueurs qu'une série d'arbitrages sur la capacité à sécuriser des ressources durables, à organiser la péréquation et à absorber les besoins croissants de renouvellement et d'adaptation. Leur soutenabilité dépend de la **cohérence entre ambition normative, capacité d'ingénierie, stabilité des recettes, lisibilité des règles de répartition et aptitude du système à traiter les déficits d'investissement accumulés**. Les dispositifs qui négligent les coûts récurrents d'exploitation, d'analyses, de gestion des déchets ou de renouvellement des infrastructures s'exposent à des ajustements tardifs, à des impasses budgétaires ou à un sous-investissement durable. La question centrale n'est donc pas seulement " qui paie ", mais selon quelles ressources, avec quel degré de mutualisation, et dans quelle trajectoire de long terme.

3 Logiques de hiérarchisation et de territorialisation

3.1 Comment les pays choisissent ce qu'ils vont traiter en premier

[74] Les pays étudiés ne hiérarchisent pas leurs choix d'interventions selon une logique uniforme. Le parangonnage ne permet pas d'établir qu'un système donné conduirait à une amélioration plus rapide des concentrations à l'échelle nationale ; il met en évidence en revanche que l'explicitation des critères

réduit les arbitrages implicites et renforce la lisibilité des décisions. Ainsi, les arbitrages portent d'abord sur le périmètre des substances considérées, puis sur les outils d'évaluation du risque, avant de se traduire par des critères opérationnels de hiérarchisation.

3.1.1 Approche ciblée PFAS ou logique multipolluants

[75] Un premier clivage tient à l'approche retenue : ciblage des PFAS seuls ou intégration dans une stratégie multipolluants.

[76] **Le Danemark, les Pays-Bas et la Suède inscrivent les PFAS dans une approche plus large des substances persistantes et bioaccumulables, en cohérence avec leurs politiques relatives aux pesticides et aux métabolites.** La Suisse adopte également une lecture intégrée, articulant surveillance des PFAS, des pesticides et d'autres micropolluants dans les mêmes dispositifs de suivi cantonaux et fédéraux. En Allemagne, l'expertise scientifique fédérale traite les PFAS dans le cadre plus large des contaminants organiques persistants. Les approches multipolluants **renforcent la cohérence des politiques, mais complexifient les arbitrages techniques et financiers.**

[77] Les approches centrées exclusivement sur les PFAS peuvent permettre une mobilisation rapide autour d'un enjeu identifié. Les **États-Unis** en offrent une illustration nette : la **dynamique réglementaire** récente s'est **concentrée sur quelques PFAS explicitement identifiés (PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS, HFPO-DA)**, avec des **normes fédérales dédiées**, des **campagnes de surveillance ciblées** et des **financements fléchés vers les systèmes les plus exposés**. Cette focalisation a permis de structurer rapidement l'action publique autour d'un risque clairement nommé. Elles présentent néanmoins le **risque de fragmenter l'action publique** si les interactions avec d'autres micropolluants ne sont pas intégrées.

3.1.2 Indicateurs individuels et valeurs-somme

[78] La question des valeurs individuelles ou des valeurs-somme constitue un second facteur différenciant. L'Union européenne introduit des valeurs-somme pour plusieurs PFAS dans la directive relative à l'eau potable. Le Danemark et les Pays-Bas ont également recours à des approches agrégées sur 4 PFAS.

[79] Aux États-Unis, le système combine des limites spécifiques pour certaines substances et un indicateur combiné (" hazard index ") pour d'autres composés partageant des mécanismes toxicologiques similaires. Cette dualité reflète une transition progressive vers une prise en compte élargie du risque. La prise en compte des effets cumulés constitue un axe structurant dans certains pays. Les pays nordiques ont engagé des travaux visant à considérer les effets cumulés des substances persistantes. Aux Pays-Bas, l'attention portée aux mélanges de contaminants dans les eaux souterraines conduit à une analyse intégrée des pressions. En Belgique, à la suite des contaminations aux PFAS en Flandre, l'identification de zones d'exposition avérée, avec un ciblage des captages et des populations concernées avant extension éventuelle des mesures a été la priorité des autorités. Dans ces pays, cette évolution influence directement la hiérarchisation des actions sur les captages : un site présentant des concentrations modérées de plusieurs composés peut être considéré comme prioritaire au même titre qu'un dépassement marqué sur une seule substance.

3.1.3 Critères sanitaires, territoriaux et techniques de hiérarchisation

[80] Au-delà du périmètre toxicologique, les critères opérationnels de hiérarchisation combinent généralement plusieurs paramètres. Le niveau de dépassement des normes demeure central ; ainsi, aux **États-Unis, les systèmes présentant les concentrations les plus élevées figurent parmi les premiers bénéficiaires des programmes fédéraux.** La **taille de la population exposée constitue également un critère déterminant**, notamment dans les dispositifs de financement américains et canadiens. Au Royaume-Uni, la hiérarchisation des investissements est encadrée par le régulateur économique, qui

intègre les exigences sanitaires dans les cycles de planification pluriannuelle des opérateurs, ce qui conduit à établir des priorités pour les interventions selon les risques identifiés et les engagements contractuels de performance. En **Allemagne et aux Pays-Bas, la vulnérabilité hydrogéologique des nappes** (profondeur, perméabilité, absence de protection naturelle) **oriente les efforts de protection et de traitement**. Dans la pratique, la mise en œuvre de ces critères **dépend fortement de la qualité des données disponibles** et de leur homogénéité territoriale.

[81] La **disponibilité d'alternatives hydrauliques joue également un rôle**. En **Espagne**, la possibilité de recourir à des interconnexions ou au dessalement influence les choix de sécurisation. En **Israël**, la diversification des sources (eaux souterraines, dessalement, réutilisation) permet d'ajuster les priorités en fonction des niveaux de contamination observés. En **Australie**, certaines zones affectées par des contaminations industrielles ont privilégié la **substitution de ressource lorsque cela était techniquement et économiquement viable**.

[82] Enfin, la faisabilité technique et la capacité financière des services d'eau conditionnent la hiérarchisation. **Aux États-Unis et au Québec, les petites collectivités peuvent bénéficier d'une priorité spécifique dans l'accès aux aides**. Les écarts de capacité analytique ou d'ingénierie peuvent influencer la hiérarchisation effective des interventions, indépendamment des principes formellement affichés. **L'Inde** en fournit une illustration claire : dans un contexte de **déploiement progressif des infrastructures**, les priorités tiennent non seulement au niveau d'exposition, mais aussi aux capacités administratives, techniques et de laboratoires disponibles localement, ce qui conduit à un **phasage des interventions conditionné par la faisabilité opérationnelle autant que par le risque**.

[83] Ainsi, les choix opérés par les pays étudiés reposent sur une combinaison de paramètres sanitaires, hydrogéologiques, démographiques et techniques. La manière dont ils définissent le périmètre du risque (substance isolée ou exposition cumulée) conditionne en amont la hiérarchisation des interventions et la trajectoire de mise en conformité.

3.2 De la préservation à la mise en conformité : articulation entre préservation, prévention, reconquête et traitement

[84] L'examen comparé des pays étudiés montre que l'articulation entre prévention et traitement ne peut être comprise sans distinguer quatre registres d'action distincts : la préservation de la ressource (éviter toute dégradation), la prévention des risques identifiés (réduire des pressions existantes avant dépassement) la reconquête des milieux dégradés (restaurer une qualité altérée) et le traitement curatif de l'eau distribuée (assurer la conformité sanitaire). Les stratégies nationales combinent ces registres selon des hiérarchies variables. Par ailleurs, la combinaison entre préservation, prévention, reconquête et traitement dépend avant tout de l'état initial des ressources et de la nature des pressions. Aucun pays n'a démontré qu'un levier unique permettait d'assurer, à lui seul, une réduction durable des concentrations.

3.2.1 Préservation de la ressource : agir avant la dégradation

[85] La préservation constitue, dans plusieurs pays, le socle de long terme. Elle vise à maintenir la qualité des ressources non ou peu dégradées par des restrictions d'usage, un encadrement des activités à risque et une planification territoriale adaptée. Au **Danemark**, la **cartographie fine des aires d'alimentation de captage** permet d'anticiper les pressions potentielles ; en Suisse et en Allemagne, la délimitation juridique des zones de protection encadre strictement les usages des sols. Aux **Pays-Bas**, la **coordination précoce entre opérateurs d'eau potable et autorités environnementales** permet d'intégrer la protection des captages dans les décisions d'aménagement. Cette logique d'évitement précède toute action correctrice.

3.2.2 Prévention des pressions : réduction des flux polluants

[86] La prévention, au sens action face à un risque identifié mais encore maîtrisable, intervient lorsque des signaux de dégradation apparaissent sans que la norme ne soit nécessairement dépassée. En Allemagne, des dispositifs contractuels avec les exploitants agricoles sont mobilisés pour réduire les intrants dans les zones vulnérables avant que les concentrations n'atteignent des seuils critiques. Aux **Pays-Bas et en Suède**, la **surveillance renforcée** et les **restrictions ciblées** visent à contenir l'évolution des concentrations de substances persistantes. Cette prévention s'inscrit dans une logique d'anticipation opérationnelle, distincte de la simple protection initiale.

3.2.3 Reconquête des ressources dégradées : temporalité et incertitudes

[87] Lorsque la dégradation est avérée, les pays engagent des démarches de reconquête. En **Belgique**, après les contaminations aux PFAS en **Flandre**, **les autorités ont combiné mesures immédiates sur l'eau distribuée et actions correctrices sur les sites industriels concernés, avec un suivi environnemental dans la durée**. En **Allemagne**, la **restauration progressive de nappes** affectées par des pollutions diffuses repose sur des modifications durables des pratiques agricoles et un pilotage scientifique continu. La reconquête suppose un horizon temporel long et une coordination intersectorielle soutenue.

3.2.4 Traitement de l'eau distribuée : sécurité sanitaire immédiate

[88] Le traitement curatif, enfin, répond à l'exigence immédiate de conformité sanitaire lorsque les seuils réglementaires sont dépassés. Aux **États-Unis**, le renforcement des normes relatives aux PFAS a entraîné **l'installation rapide de dispositifs de traitement dans de nombreuses collectivités**. En **Corée du Sud et au Japon**, la modernisation des installations accompagne le durcissement progressif des exigences. En **Espagne ou en Australie**, le traitement peut être associé à des solutions de substitution ou d'interconnexion afin de garantir la continuité du service.

[89] L'articulation entre ces registres varie selon les contextes institutionnels et financiers. **Dans les modèles nordiques et germaniques, la préservation et la prévention constituent les priorités, le curatif étant conçu comme un filet de sécurité**. Dans d'autres contextes, notamment **lorsque la contamination est historiquement installée ou que les alternatives hydrauliques sont disponibles, le curatif et la sécurisation peuvent être mobilisés plus rapidement, tout en s'accompagnant d'actions de prévention ou de reconquête**.

3.2.5 Conditionnalité des aides et alignement des incitations

[90] Les dispositifs financiers jouent un rôle dans cette articulation entre préventif et curatif. Dans plusieurs pays, l'engagement d'investissements curatifs importants tend à renforcer l'exigence de maîtrise à la source. Aux États-Unis, la mobilisation de financements fédéraux pour le traitement coexiste avec des actions visant à engager la responsabilité des sources industrielles. En Allemagne et aux Pays-Bas, la visibilité des coûts de traitement contribue à légitimer les mesures de réduction des pressions dans les zones de captage. Le curatif peut ainsi, accompagner une dynamique de prévention ; leur effet réel sur la réduction des pressions à la source dépend toutefois de la visibilité des signaux économiques et de la capacité des acteurs concernés à modifier leurs pratiques.

3.2.6 Équilibres observés et limites systémiques

[91] Le rôle des zones de captage et de leurs aires d'alimentation traverse l'ensemble des registres. Elles constituent l'unité territoriale à partir de laquelle s'organisent la préservation (encadrement des usages), la prévention (mesures anticipatoires), la reconquête (plans d'action correctifs) et, le cas échéant, la décision d'installer un traitement. En Espagne, la gestion par bassin et l'identification de zones sensibles orientent les arbitrages entre protection, substitution et traitement. En Israël et à

Singapour, malgré la diversification des ressources, la protection des ressources stratégiques demeure intégrée aux politiques de long terme.

[92] Dans des contextes de capacités plus contraintes, comme en Inde, la hiérarchisation entre ces registres s'opère de manière progressive, en ciblant d'abord les zones les plus exposées et en renforçant graduellement les dispositifs de surveillance et de sécurisation.

[93] Ainsi, les stratégies étrangères combinent, selon des séquences variables, préservation, prévention, reconquête et traitement. Leur cohérence repose sur la capacité à organiser ces registres dans le temps et dans l'espace, sans les substituer les uns aux autres.

3.3 Territorialisation des réponses

[94] L'examen comparé des stratégies étrangères montre que la territorialisation des réponses constitue un principe structurant des politiques de gestion des PFAS et des micropolluants. Les dispositifs observés ne reposent pas sur une application uniforme des normes et des solutions techniques, mais sur une **différenciation assumée des interventions en fonction de la vulnérabilité des milieux, de l'intensité des pressions polluantes, de la taille et de la capacité des services d'eau, ainsi que des usages économiques et sociaux des territoires concernés.**

3.3.1 Différenciation selon vulnérabilité et pression polluante

[95] La vulnérabilité hydrogéologique constitue, dans plusieurs pays, un critère central de hiérarchisation territoriale. En Allemagne et aux Pays-Bas, la profondeur des nappes, leur perméabilité et leur caractère stratégique pour l'alimentation en eau potable orientent la hiérarchisation des actions sur les captages et l'intensité des mesures de surveillance. Les territoires identifiés comme sensibles font l'objet d'exigences renforcées et d'un suivi plus étroit. Au Danemark, la cartographie détaillée des aires d'alimentation permet non seulement de délimiter l'espace qui contribue effectivement au captage, mais aussi d'apprécier la vulnérabilité hydrogéologique de la ressource, en fonction notamment de la perméabilité des sols, de la rapidité des transferts vers la nappe et du degré de protection naturelle. Elle sert ainsi à moduler les restrictions d'usage selon le niveau de sensibilité du captage. En Suisse, la responsabilité cantonale introduit une différenciation institutionnelle formalisée : les cantons adaptent les priorités d'intervention et les calendriers en fonction des caractéristiques locales des ressources et des usages.

[96] La pression polluante territorialisée constitue un second axe structurant. En Belgique, notamment en Flandre, les zones affectées par des contaminations industrielles aux PFAS ont été traitées selon des dispositifs spécifiques associant surveillance renforcée, restrictions et suivi environnemental prolongé. En Corée du Sud, les bassins à forte concentration industrielle font l'objet d'un encadrement accru et d'un contrôle plus intensif des émissions, traduisant une territorialisation fondée sur la nature des activités économiques présentes. Aux États-Unis, l'identification de systèmes d'eau présentant des concentrations élevées conduit à orienter prioritairement les financements vers les collectivités les plus exposées, dans une logique de ciblage des risques.

[97] La différenciation des interventions est nécessaire pour s'ajuster aux enjeux spécifiques et capacité des territoires mais elle peut susciter des interrogations en termes d'équité territoriale, notamment lorsque des calendriers ou des niveaux d'aide distincts sont retenus. La transparence des critères apparaît déterminante pour limiter ces tensions. Aux États-Unis, les dispositifs de financement fédéraux destinés aux contaminants émergents reposent sur des critères explicites de priorisation (niveau de contamination, population exposée, vulnérabilité socio-économique et capacité financière des services) ce qui rend plus lisible l'ordre des interventions et limite les contestations sur le choix des collectivités aidées. À l'inverse, les épisodes de contamination aux PFAS en Flandre ont montré que lorsque les périmètres concernés, les restrictions applicables ou la répartition des aides sont perçus comme insuffisamment explicités, les tensions locales s'accroissent rapidement.

3.3.2 Calendriers et modalités d'intervention adaptées

[98] La taille et la capacité des services d'eau influencent également la différence entre les réponses. Aux États-Unis et au Canada, notamment au Québec, les petites collectivités rurales bénéficient de dispositifs d'assistance technique et de priorité dans l'accès aux financements, reconnaissant les écarts de capacité administrative et budgétaire. En Allemagne et aux Pays-Bas, la mutualisation régionale de l'ingénierie limite les disparités, mais les trajectoires d'investissement demeurent différenciées selon la solidité financière des opérateurs. En Suède, la faible densité démographique de certaines régions conduit à adapter les modalités opérationnelles et les exigences de contrôle aux réalités locales, tout en maintenant un cadre national homogène.

[99] Les usages des territoires et les contraintes climatiques introduisent d'autres formes de territorialisation. En Espagne, la gestion par bassin hydrographique conduit à des arbitrages différenciés selon la disponibilité quantitative de la ressource et la pression cumulée des usages agricoles, urbains et industriels. En Israël et à Singapour, où la sécurité hydrique constitue un enjeu stratégique, la territorialisation s'inscrit dans une planification nationale intégrant protection et diversification des ressources et résilience du système. En Australie, les contextes climatiques contrastés influencent les choix entre protection des ressources locales, substitution et traitement, en fonction des tensions quantitatives.

[100] La régulation économique peut également constituer un vecteur de territorialisation. Au Royaume-Uni, les cycles pluriannuels de régulation encadrent les plans d'investissement des opérateurs, qui hiérarchisent les interventions selon les risques identifiés localement et les objectifs de performance fixés par le régulateur. Cette organisation introduit une modulation temporelle et territoriale des investissements, sans remettre en cause l'unité du cadre national. Au Japon, la différenciation s'opère notamment selon le type de ressource mobilisée : les dispositifs de surveillance et de traitement varient entre systèmes reposant majoritairement sur des eaux de surface et ceux dépendant des nappes souterraines.

[101] Dans des contextes de capacités plus contraintes, comme en Inde, la territorialisation s'inscrit dans une trajectoire progressive. Les priorités sont définies en fonction du niveau d'exposition, de la densité de population et des ressources administratives disponibles, avec un phasage des interventions adapté aux réalités locales. La montée en charge des dispositifs de surveillance et d'amélioration des infrastructures illustre une différenciation fondée à la fois sur le risque et sur la faisabilité opérationnelle.

[102] Au total, les expériences étrangères convergent vers un même enseignement : la territorialisation des réponses repose sur l'objectivation de critères combinant vulnérabilité des milieux, intensité des pressions, capacité des services et enjeux socio-économiques. Elle se traduit par des stratégies différenciées d'intervention, des calendriers modulés et des dispositifs d'appui technique adaptés aux contextes locaux.

3.3.3 Transposabilité au regard de l'hétérogénéité française

[103] Au regard de la situation française, caractérisée par une très forte hétérogénéité des services d'eau, en termes de taille, de structuration intercommunale, de capacités financières et d'ingénierie, cet enseignement appelle une attention particulière. La diversité des contextes hydrogéologiques et des pressions diffuses ou ponctuelles rend difficile l'application uniforme de solutions techniques ou de calendriers identiques. Les exemples étrangers suggèrent qu'une différenciation assumée, fondée sur des critères transparents de vulnérabilité et de capacité, peut contribuer à renforcer la cohérence globale de l'action publique tout en tenant compte des disparités territoriales.

4 Robustesse et limites comparées des modèles

[104] La comparaison des seize pays étudiés appelle une mise en perspective stratégique. L'objectif n'est pas de classer les dispositifs, mais de dégager des architectures cohérentes d'action publique à partir d'un processus de décision et d'une méthode d'analyse homogène. Chaque pays a été examiné selon une même chaîne de décision : identification du risque, définition du cadre normatif, critères de hiérarchisation, choix des leviers techniques, organisation du financement, structuration de la gouvernance et de l'ingénierie, résultats observés et ajustements engagés. Cette approche ne constitue ni un classement, ni une évaluation. Les catégories retenues simplifient des réalités nationales plus hybrides : la plupart des pays combinent plusieurs logiques. Les éléments présentés doivent être lus comme des tendances structurantes, assorties de conditions de réussite et de limites identifiées, et non comme des modèles stabilisés dont les résultats seraient directement comparables. Aucun des modèles n'est totalement extrapolable au cas Français.

4.1 Chaîne d'analyse de la décision publique

[105] Quatre grands modèles se dégagent de ce parangonnage. Ils ne s'excluent pas mutuellement et peuvent coexister au sein d'un même pays selon les territoires ou les périodes, mais ils structurent les logiques dominantes observées.

[106] Un **premier modèle** peut être qualifié de " **curatif massif structuré** ". Il se caractérise par une **mise en conformité rapide fondée prioritairement sur l'installation de dispositifs de traitement, souvent à la suite d'un durcissement normatif ou d'une crise révélatrice**. Les **États-Unis** illustrent cette dynamique lorsque le renforcement des exigences relatives aux PFAS conduit à un déploiement rapide de traitements, soutenu par des financements fédéraux. Le **Japon et la Corée du Sud** s'inscrivent également dans une logique de modernisation rapide des infrastructures à mesure que les normes évoluent. L'**Australie** a mobilisé des réponses techniques intensives dans certains contextes de contamination localisée. En **Belgique**, la gestion **post-crise en Flandre** a reposé, dans un premier temps, sur des solutions curatives immédiates. Ce modèle présente l'avantage d'un retour rapide à la conformité des réseaux concernés lorsque les financements et l'ingénierie sont mobilisés simultanément. Il ne permet toutefois pas, en lui-même, de réduire les flux à la source. Il **expose à une augmentation structurelle des coûts d'exploitation et à des enjeux de gestion des résidus issus des traitements. Sa soutenabilité dépend donc de la capacité budgétaire nationale et de l'anticipation des charges récurrentes**.

[107] Un **second modèle** repose sur une " **prévention structurante complétée d'un curatif ciblé** ". Le **Danemark** et la **Suède** placent la protection des captages et des aires d'alimentation au cœur de leur stratégie. L'**Allemagne** et les **Pays-Bas** articulent restrictions d'usage, instruments contractuels et, lorsque nécessaire, traitements ciblés. La **Suisse** s'inscrit dans une logique comparable, fondée sur une protection juridique solide des zones de captage et une forte cohérence territoriale. Cette approche **limite la dépendance au traitement à long terme lorsque les restrictions à la source sont effectives**. Elle **suppose néanmoins une capacité de contrôle, une coordination intersectorielle et une acceptabilité des contraintes imposées aux acteurs économiques**. Les **effets** environnementaux peuvent être progressifs et **moins immédiatement visibles** que dans un modèle centré sur le traitement. Dans ces configurations, le traitement constitue un complément ou un dispositif transitoire, tandis que la préservation et la reconquête de la ressource sont conçues comme la garantie d'une conformité **durable**. Les effets environnementaux peuvent être plus progressifs, mais la robustesse face aux évolutions normatives est généralement renforcée.

[108] Un **troisième modèle** peut être qualifié de " **pollueur-payeur institutionnalisé** ". Il se distingue par la structuration explicite de mécanismes de responsabilisation financière des activités à l'origine des pressions. Les **Pays-Bas et l'Allemagne disposent d'outils juridiques et économiques permettant d'engager la responsabilité des acteurs économiques et de financer des actions de prévention ou de réparation**. La **Corée du Sud** mobilise également des **instruments économiques environnementaux**. Aux

États-Unis, la recherche de responsabilité industrielle complète les financements publics. En **Belgique**, la gestion des contaminations industrielles a intégré des engagements financiers des entreprises concernées. **L'institutionnalisation du principe pollueur-payeur peut renforcer la perception d'équité** et contribuer au financement des politiques. **Les pollutions diffuses ou historiques limitent la portée de ce modèle**. La réussite de ce modèle **dépend** également étroitement **de la capacité à instruire les dossiers, à établir les responsabilités et à sécuriser juridiquement les procédures**.

[109] Un **quatrième modèle** correspond à des **configurations " décentralisées sous contrainte budgétaire ou structurelle "**. Dans ces configurations, la diversité des capacités locales peut conduire à des trajectoires différenciées de mise en conformité. L'**Espagne** présente une mise en œuvre fortement territorialisée, avec des réponses différenciées selon les bassins et les capacités régionales, combinant protection, substitution et traitement. En **Inde**, la montée en charge des exigences sanitaires doit composer avec des capacités administratives et financières hétérogènes, ce qui conduit à un déploiement progressif et ciblé. Au **Canada**, notamment au Québec, la responsabilité municipale est encadrée par des soutiens provinciaux, illustrant une décentralisation accompagnée. Le **Royaume-Uni** se distingue par une exécution confiée à des opérateurs régulés dans un cadre national structuré par le régulateur économique, introduisant une modulation territoriale des investissements. La Suisse combine responsabilité cantonale et cadre fédéral, illustrant une décentralisation organisée. **La réactivité dépend fortement de l'existence d'un appui technique mutualisé ou de mécanismes de solidarité**. Dans ces configurations, l'hétérogénéité territoriale pèse fortement sur la réussite des politiques ; **en l'absence de coordination centrale robuste, elle tend à accentuer les écarts de mise en œuvre entre territoires**.

[110] Les comparaisons internationales montrent en outre que les besoins de renouvellement et d'adaptation au changement climatique tendent à produire des funding gaps durables, y compris dans des systèmes réputés robustes, ce qui renforce l'importance d'une programmation pluriannuelle explicite.

4.2 Résultats observables et indicateurs publics de performance

[111] L'analyse des architectures institutionnelles ne peut suffire à apprécier la robustesse des politiques de dépollution de l'eau destinée à la consommation humaine. Plusieurs pays du benchmark publient des indicateurs consolidés permettant d'objectiver les résultats en matière de conformité sanitaire, de gestion des incidents, de pression sur la ressource ou de couverture du contrôle. Ces indicateurs ne sont pas strictement harmonisés, mais ils constituent un socle empirique mobilisable.

Pays	Organisme / Source officielle	Indicateurs publiés	Périodicité	Ce que cela permet d'apprécier
Royaume-Uni	Drinking Water Inspectorate (DWI) – <i>Chief Inspector's Report</i>	Taux de conformité réglementaire, incidents significatifs, actions correctives, sanctions	Annuel	Conformité sanitaire et robustesse du contrôle
Allemagne	Bundesgesundheitsministerium / Umweltbundesamt (UBA)	Rapport triennal UE – conformité paramétrique, couverture populationnelle	3 ans	Niveau global de conformité et couverture
Espagne	Sistema de Información Nacional de Agua de Consumo (SINAC)	Données de conformité, paramètres suivis, dépassements	Continu / rapports consolidés	Suivi national et régional
Pays-Bas	Vewin / RIVM	Rapports annuels qualité eau potable, alertes ressources	Annuel	Qualité distribuée + vulnérabilité ressource
Danemark	GEUS / Base nationale JUPITER	Monitoring eaux souterraines et eau potable	Continu	Pression sur ressource et qualité distribuée
Suède	Livmedelsverket / municipalités	Rapports qualité opérateurs, conformité	Annuel	Performance locale et transparence
Belgique	Autorités régionales (Flandre, Wallonie)	Rapports qualité + reporting Protocole Eau & Santé	Cycle UE	Suivi régional consolidé
Suisse	Office fédéral de la sécurité alimentaire (OSAV/BLV)	Rapport qualité + reporting international	Pluriannuel	Conformité + organisation cantonale
États-Unis	EPA – SDWIS / Regulatory Impact Analysis	Violations MCL, taux conformité systèmes, population exposée	Annuel	Conformité, non-conformités, couverture population
Canada	Indigenous Services Canada / provinces	Avis d'ébullition, avis long terme, conformité locale	Continu	Résilience et équité territoriale
Australie	Bureau of Meteorology – National Performance Report	Compliance eau potable, performance opérateurs	Annuel	Conformité + performance sectorielle
Japon	Ministry of Health (MHLW)	Monitoring national Waterworks Act	Annuel	Suivi réglementaire national
Corée du Sud	Ministry of Environment	Monitoring national qualité eau potable	Annuel	Conformité réglementaire
Israël	Ministry of Health	Base publique qualité eau ("My Water")	Continu	Transparence + conformité
Singapour	Public Utilities Board (PUB)	Rapport annuel qualité eau (100 % conformité déclarée)	Annuel	Conformité et pilotage centralisé
Inde	Jal Jeevan Mission – WQMS	Tests réalisés, villages couverts, contaminations détectées	Continu	Montée en capacité et surveillance

4.2.1 Indicateurs de conformité sanitaire : la plupart des pays étudiés publient un taux de conformité paramétrique annuel ou pluriannuel.

Pays	Indicateur publié	Dernier ordre de grandeur disponible	Source institutionnelle
Royaume-Uni	Taux global de conformité réglementaire	≈ 99,9 % des échantillons conformes	Drinking Water Inspectorate – Chief Inspector's Report
Allemagne	Conformité globale aux exigences UE	> 99 % des analyses conformes	Umweltbundesamt / Bundesgesundheitsministerium
Pays-Bas	Conformité paramétrique nationale	> 99 %	Vewin / RIVM
Singapour	Conformité aux normes nationales et OMS	100 % conformité déclarée	Public Utilities Board (PUB)
Australie	Conformité eau potable (opérateurs urbains)	> 99 %	Bureau of Meteorology – National Performance Report
États-Unis	Systèmes respectant les MCL santé	> 90 % des systèmes en conformité santé chaque année (variabilité selon États)	EPA – SDWIS
Suisse	Conformité paramétrique consolidée	> 98–99 % selon paramètres	Office fédéral de la sécurité alimentaire

[112] Ces niveaux élevés de conformité doivent être interprétés avec prudence : ils reflètent la qualité de l'eau distribuée au point de contrôle et non l'absence de pression sur la ressource ou l'absence de coûts curatifs importants.

4.2.2 Indicateurs d'accidentologie et de résilience : certains pays publient des indicateurs relatifs aux événements significatifs affectant la qualité de l'eau ou la continuité de service.

Pays	Indicateur	Élément chiffré significatif	Source
Danemark	Part eau potable issue des nappes	≈ 100 %	Ministry of Environment / GEUS
Pays-Bas	Production annuelle eau potable	≈ 1,1 milliard m ³ /an	Vewin
Pays-Bas	Alerte tension approvisionnement 2030	10/10 compagnies potentiellement concernées	RIVM
Inde	Échantillons testés (WQMIS)	Plusieurs millions de tests cumulés	Jal Jeevan Mission
Singapour	Part NEWater dans approvisionnement	≈ 40 % actuellement	PUB

[113] Ces indicateurs permettent d'apprécier la robustesse opérationnelle et l'équité territoriale, notamment lorsque certaines communautés restent durablement exposées à des avis restrictifs.

4.2.3 Indicateurs relatifs à la pression sur la ressource et à la prévention : la robustesse d'une stratégie ne peut être évaluée uniquement à l'aune de la conformité au robinet. Plusieurs pays publient des données relatives à l'état de la ressource.

Pays	Indicateur	Élément chiffré significatif	Source
Danemark	Part eau potable issue des nappes	≈ 100 %	Ministry of Environment / GEUS
Pays-Bas	Production annuelle eau potable	≈ 1,1 milliard m ³ /an	Vewin
Pays-Bas	Alerte tension approvisionnement 2030	10/10 compagnies potentiellement concernées	RIVM
Inde	Échantillons testés (WQMIS)	Plusieurs millions de tests cumulés	Jal Jeevan Mission
Singapour	Part NEWater dans approvisionnement	≈ 40 % actuellement	PUB

[114] Ces indicateurs permettent d'apprécier la dépendance à certaines ressources (nappes souterraines), la capacité de diversification, la pression quantitative croissante et l'effort de surveillance.

Les indicateurs présentés sont issus de dispositifs nationaux de reporting public. Ils ne sont pas harmonisés (périmètre des paramètres, fréquence d'échantillonnage, définition des non-conformités). Ils ne permettent pas d'établir une hiérarchie simple entre modèles nationaux. Ils éclairent toutefois le degré de transparence, la structuration du contrôle, la robustesse opérationnelle, l'exposition résiduelle des populations et la pression sur la ressource. L'analyse comparative porte donc sur des familles d'indicateurs et sur la cohérence des trajectoires, plutôt que sur un classement quantitatif strict.

4.3 Lecture comparative multicritères

[115] L'analyse comparative fait apparaître que chaque modèle présente des points de robustesse et des fragilités spécifiques. Aucun modèle n'apparaît intrinsèquement supérieur : leur réussite dépend de leur cohérence interne et de leur adéquation au contexte national.

[116] Le tableau ci-dessous propose une lecture comparative qualitative. Les critères retenus ne reposent pas sur des indicateurs strictement harmonisés entre pays ; ils synthétisent des tendances observées dans les dispositifs analysés. Il ne constitue ni un classement ni une mesure de performance environnementale objectivée.

Modèle dominant	Pays principalement représentatifs	Ambition sanitaire	Rapidité de mise en conformité	Soutenabilité financière	Robustesse face aux évolutions normatives	Capacité de prévention à la source	Acceptabilité sociale	Complexité de gouvernance	Dépendance au contexte national
Curatif massif structuré	États-Unis, Japon, Corée du Sud, Australie, Belgique (phase post-crise)	Élevée si normes strictes et contrôle effectif	Forte (déploiement technique rapide)	Sous tension si coûts durables	Moyenne à forte	Moyenne	Variable (selon impact tarifaire)	Moyenne	Forte (capacité industrielle et budgétaire)
Prévention structurante + curatif ciblé	Danemark, Suède, Allemagne, Pays-Bas, Suisse	Élevée et durable	Moyenne	Plutôt robuste	Forte	Forte	Plutôt favorable si concertation	Élevée	Moyenne à forte
Pollueur-payeur institutionnalisé	Pays-Bas, Allemagne, Corée du Sud, États-Unis (dimension contentieuse), Belgique (responsabilité industrielle)	Élevée si responsabilité effectivement mobilisée	Moyenne (procédures parfois longues)	Potentiellement robuste	Forte si stabilité juridique	Forte	Variable (selon acceptation des contraintes économiques)	Élevée	Très forte (cadre juridique et probatoire)
Décentralisé sous contrainte ou hétérogène	Espagne, Inde, Canada (Québec), Royaume-Uni (opérateurs régulés), Suisse (dimension cantonale), Israël, Singapour	Variable selon territoires	Variable	Fragile sans péréquation structurée	Faible à moyenne	Variable	Sensible aux disparités territoriales	Élevée	Très forte

[117] Plusieurs résultats méritent d'être soulignés. D'abord, le niveau de dépense ne constitue pas en soi un indicateur suffisant de protection : des investissements massifs peuvent assurer une conformité rapide sans garantir une réduction durable des pressions à la source. Ensuite, la stabilité et la prévisibilité des financements apparaissent déterminantes pour sécuriser les trajectoires d'action publique. Enfin, l'évolution vers des approches multi-polluants est quasi générale : les dispositifs initialement centrés sur les PFAS tendent à être intégrés dans des cadres plus larges de gestion des micropolluants, afin de limiter les effets de substitution et de mieux anticiper les durcissements normatifs.

4.4 Transparence et redevabilité comme levier transversal

[118] Un élément transversal ressort avec constance : la redevabilité et la transparence constituent un levier de réussite. Aux Pays-Bas, au Royaume-Uni et en Suède, la publication régulière de données de qualité et d'indicateurs de performance contribue à structurer le débat public et à soutenir l'amélioration continue. Le suivi public des plans d'action et des calendriers renforce la cohérence dans le temps. L'implication des élus locaux et des usagers, appuyée sur une information accessible, favorise l'acceptabilité des décisions, y compris lorsqu'elles impliquent des hausses de coûts. Les effets de ces dispositifs sur la soutenabilité politique des trajectoires financières sont analysés plus en avant et ne sont pas repris ici.

[119] Cette comparaison stratégique met ainsi en évidence que la réussite ne dépend pas d'un instrument isolé, mais de la cohérence d'ensemble de la chaîne de décision publique et de son adaptation aux contextes institutionnels, financiers et territoriaux propres à chaque pays.

5 Enseignements pour les scénarios français

[120] Les enseignements issus du parangonnage ne se traduisent pas par l'identification d'un " meilleur modèle " à reproduire, mais par la mise en évidence de paramètres qui conditionnent la cohérence et la soutenabilité des scénarios. L'analyse comparée montre que les écarts de résultats observés entre pays tiennent moins à la sophistication technologique qu'à l'alignement entre cadre normatif, capacité à établir des priorités, ingénierie, financement et redevabilité. Les scénarios français pourraient être conçus non comme une juxtaposition d'instruments, mais comme des architectures cohérentes, articulant ces paramètres dans le temps.

[121] Une stratégie est fortement dépendante des ambitions et d'objectifs d'un état, de son organisation et de ses capacités à agir mais dans quasiment tous les cas, la stratégie implique des principes de transparence et d'anticipation reconnues par les différents acteurs, une combinaison de plusieurs leviers d'action avec souvent une analyse fine de l'équilibre entre curatif et préventif, un niveau opérationnel territorialisé pour coller aux enjeux et un accompagnement financier qui ne peut reposer que sur le seul usager et le prix de l'eau.

5.1 Arbitrages des scénarios

[122] Quatre arbitrages apparaissent déterminants.

[123] Le premier concerne **le niveau d'ambition normative** et le régime de dérogation associé, qui doivent être bien calibrés. Les pays où l'effectivité paraît la mieux documentée ont clarifié le degré d'exigence sanitaire qu'ils entendaient atteindre et ont limité strictement les dérogations, en organisant des trajectoires explicites de retour à la conformité. À l'inverse, **des normes ambitieuses non assorties de capacités d'ingénierie ou de financements adaptés conduisent à des mises en œuvre hétérogènes et à une multiplication de situations dérogatoires prolongées. L'ambition normative ne peut donc être pensée isolément : elle est à calibrer au regard des capacités d'exécution et inscrite dans une trajectoire révisable, fondée sur des données consolidées et des mécanismes d'anticipation.**

[124] Le deuxième arbitrage porte sur **l'équilibre et la place respective du curatif et de la préservation, de la prévention et de la reconquête**. Les expériences étrangères montrent que **le traitement curatif massif permet une mise en conformité rapide lorsque les ressources sont déjà dégradées**, mais qu'il engendre des **coûts d'exploitation durables et des enjeux complexes de gestion des déchets issus des procédés de captation**. À l'inverse, les stratégies centrées sur la **protection des captages et la réduction des pressions à la source produisent des effets plus lents, mais contribuent à stabiliser, voire à réduire, le stock de pollution dans les milieux**. Les scénarios français peuvent expliciter ce compromis : un recours exclusif au curatif déplacerait la pollution sans agir sur ses causes, tandis qu'une stratégie exclusivement préventive serait insuffisante dans les territoires déjà affectés. La conditionnalité des financements (subordonner le soutien au traitement à des engagements effectifs en matière de protection ou de reconquête) constitue bien, à cet égard, un levier d'alignement.

[125] Le troisième arbitrage concerne le **degré de territorialisation, de mutualisation de l'ingénierie et du financement**. Le benchmark montre que la rapidité d'exécution et la maîtrise des coûts dépendent fortement de la capacité à mutualiser l'expertise technique et à réduire les asymétries entre grands et petits services. **Dans les pays où l'ingénierie est centralisée ou organisée en appui aux collectivités, les choix techniques sont plus homogènes et les petites entités ne deviennent pas la variable d'ajustement**. À l'inverse, les configurations fortement décentralisées sans cadre robuste produisent des trajectoires fragmentées, marquées par des écarts territoriaux significatifs. Pour la France, caractérisée par une très forte hétérogénéité des services d'eau, le niveau de mutualisation retenu constituera donc un déterminant majeur de l'équité territoriale et de la continuité du service public.

[126] Le quatrième arbitrage porte sur la **soutenabilité financière et sociale**. Le parangonnage ne démontre pas qu'un niveau élevé de financement garantit à lui seul la protection sanitaire mais il met en évidence que **la prévisibilité pluriannuelle des ressources et la clarté des mécanismes de**

mutualisation conditionnent la crédibilité des trajectoires. Les dispositifs qui sous-estiment les coûts récurrents d'exploitation, d'analyses et de gestion des déchets issus du traitement exposent à des impasses budgétaires ou à des transferts de pollution. Par ailleurs, **l'acceptabilité sociale des décisions dépend du niveau de transparence**, d'appropriation et de redevabilité associé : publication des données, suivi public des plans d'action, implication des élus locaux, des acteurs économiques, des usagers aux décisions. **Là où ces éléments sont présents, les hausses tarifaires ou les efforts demandés sont mieux compris et plus durablement acceptés.** Les comparaisons internationales montrent en outre que les besoins de renouvellement et d'adaptation au changement climatique tendent à produire des funding gaps durables, y compris dans des systèmes réputés robustes, ce qui renforce l'importance d'une programmation pluriannuelle explicite.

[127] Ces arbitrages ne sont pas indépendants. Une ambition normative élevée non partagée, sans ingénierie mutualisée conduit à une application inégale ; un recours massif au curatif (même si nécessaire dans certains cas) sans maîtrise du stock de pollution et sans action à la source peut installer des coûts structurellement élevés ; une prévention ambitieuse sans instruments incitatifs et sans articulation intersectorielle produit des résultats trop lents au regard des exigences sanitaires. La cohérence d'ensemble réside donc dans la combinaison retenue au sein d'une stratégie d'ensemble entre curatif et préventif et dans la capacité à en assurer la continuité dans le temps sur la base d'objectifs clairs, réalistes et pilotables.

5.2 Combinaisons cohérentes et incompatibilités à éviter

[128] Enfin, **certains leviers observés à l'étranger doivent être appréhendés avec prudence dans le contexte français.** La **judiciarisation extensive et la mobilisation systématique de contentieux environnementaux reposent sur des cadres juridiques spécifiques ; l'acceptabilité de hausses tarifaires très élevées dépend de conditions de confiance et de compensation qui ne sont pas uniformes ;** la traçabilité industrielle exhaustive se heurte, y compris dans les pays les mieux dotés, à des limites techniques et probatoires ; les normalisations ou interdictions non comprises ou anticipables engendrent des blocages opérationnels. Ces éléments peuvent nourrir des scénarios contrastés, mais sont à envisager comme des hypothèses conditionnelles, et non comme des leviers immédiatement mobilisables.

[129] In fine, l'apport du parangonnage à la construction des scénarios français réside dans la clarification des paramètres réellement discriminants et des incompatibilités entre choix. La France n'a pas à choisir parmi un modèle étranger, mais à définir une architecture d'action publique compatible avec la diversité de ses services d'eau potable, l'exigence de continuité du service public, la contrainte de transposabilité des dispositifs observés à l'étranger et la nécessité d'une approche transversale intégrant l'eau, les sols, l'agriculture, l'industrie et les milieux urbains.

6 Conclusion - synthèse pour les décideurs

[130] Le parangonnage international conduit à dépasser une lecture des politiques de gestion des PFAS et des micropolluants. Les différences de résultats observés entre pays ne résultent ni d'un choix technologique isolé, ni du seul niveau de dépense engagé, mais de la cohérence de la chaîne de décision publique, depuis l'identification du risque jusqu'au suivi des résultats et à l'ajustement des politiques, les résultats sont étroitement dépendants de choix et de priorités nationales.

[131] Un **premier constat** tient au **rôle central de la cohérence du cadre normatif.** Certains pays ont défini des exigences sanitaires claires, peu dérogatoires et révisables, adossées à des dispositifs d'anticipation et à une organisation explicite du retour à la conformité. À l'inverse, **les situations où la norme est ambitieuse mais instable, ou largement aménagée par des dérogations prolongées, tendent à produire des trajectoires fragmentées.** La technologie, aussi performante soit-elle, ne saurait compenser l'absence de stabilité normative : les procédés de traitement captent ou concentrent les

PFAS, mais ne les détruisent pas à grande échelle. Le niveau d'exigence fixé et sa cohérence dans le temps structurent donc durablement l'action publique.

[132] Un **deuxième constat** concerne la **dynamique de pollution**. Les substances persistantes s'accumulent dans les nappes, les sols, les sédiments et les milieux aquatiques. **Les pays qui raisonnent uniquement en flux annuels d'émission ou en conformité ponctuelle des captages s'exposent à une augmentation progressive de la pression sur les systèmes d'eau potable**. Les expériences étrangères montrent que la prévention à la source et la reconquête des captages constituent non seulement des choix environnementaux, mais des conditions de maîtrise de la trajectoire de coûts à long terme. Le curatif demeure indispensable dans les territoires déjà affectés ; il ne peut cependant constituer l'unique réponse sans installer une dépendance durable à des dispositifs coûteux et à des filières de gestion de déchets complexes.

[133] Un **troisième constat** porte sur la **capacité de pilotage**. Les comparaisons internationales suggèrent que les dispositifs les plus lisibles et les mieux structurés reposent sur **une répartition claire des responsabilités, une ingénierie publique organisée et une articulation effective entre niveaux national et territorial**, sans qu'il soit possible d'en déduire mécaniquement une meilleure performance environnementale objectivée. Là où ces éléments sont fragiles ou dispersés, les politiques deviennent hétérogènes et inégalitaires. Le volume financier mobilisé apparaît moins déterminant que la capacité à l'inscrire dans une programmation pluriannuelle stable, appuyée sur des critères explicites de hiérarchisation.

[134] Un **quatrième constat** souligne le **rôle de la transparence et de la redevabilité**. La publication régulière des données de qualité de l'eau, le suivi public des plans d'action et l'implication des élus locaux, acteurs économiques et des usagers contribuent à la soutenabilité politique des trajectoires retenues. La gestion des micropolluants ne relève pas uniquement d'une expertise technique : elle engage un **contrat social autour du niveau de protection sanitaire et du partage des coûts**.

[135] Un **cinquième constat**, enfin, impose une prudence méthodologique et la limite de transpositions des modèles étudiés. **Les points de réussites constatées sont indissociables des contextes institutionnels, juridiques, économiques et culturels propres à chaque pays**. Les dispositifs efficaces aux Pays-Bas ou au Danemark s'inscrivent dans des structures de gouvernance spécifiques ; la judiciarisation américaine repose sur un cadre probatoire particulier ; les trajectoires australiennes ou israéliennes sont liées à des contraintes hydriques singulières. La tentation du " décalque " doit donc être écartée : chaque instrument doit être apprécié au regard de sa compatibilité avec l'organisation française des services d'eau et avec l'exigence de continuité du service public.

[136] Au terme de cette analyse, le choix des scénarios français apparaît autant comme la combinaison de différents leviers, mis en place de manière cohérente au sein d'une trajectoire cohérente. Cette trajectoire devra simultanément garantir la conformité sanitaire, maîtriser la dynamique des flux et des stocks de pollution, en combinant action à la source et gestion des situations déjà dégradées et préserver la soutenabilité financière et sociale des décisions prises. Elle devra également intégrer une approche transversale, articulant les politiques relatives à l'eau potable, aux sols, à l'agriculture, à l'industrie et aux milieux urbains, afin d'agir sur les causes et non uniquement sur les effets.

Ainsi, le parangonnage n'a pas pour vocation de prescrire un modèle étranger, mais d'éclairer les conditions de robustesse d'une stratégie nationale. Il invite à concevoir la politique française relative à la dépollution de l'EDCH concernant les PFAS et les micropolluants comme un système cohérent, inscrit dans la durée, adapté aux spécificités territoriales et fondé sur un équilibre explicite entre ambition sanitaire, prévention à la source, capacité de pilotage et acceptabilité collective. Le parangonnage ne permet pas d'affirmer qu'un modèle étranger aurait démontré une supériorité objective et mesurable dans la réduction des concentrations à l'échelle nationale. Les résultats observables dépendent étroitement des contextes hydrogéologiques, industriels et institutionnels. L'intérêt de la comparaison réside moins dans l'identification d'une meilleure réussite que dans la compréhension des conditions de cohérence et des risques d'impasse associés à certaines combinaisons d'instruments.

ANNEXE 4 : Modèle économique de l'eau et financement de la dépollution

1 Le modèle économique de l'eau : un système robuste mais qui doit évoluer pour sécuriser la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

1.1 Les dépenses actuelles pour la politique de l'eau en France métropolitaine s'élèvent à près de 24 Md€ dont 17 Md€ pour les services d'eau potable et d'assainissement

[1] Les dépenses liées à la politique de l'eau en France métropolitaine s'élèvent en moyenne à **23,4 Md€ par an**, soit environ **0,84 % du PIB⁹⁵**, sur la période récente analysée (2013-2022). Ce montant agrège l'ensemble des flux financiers concourant à la gestion de l'eau, qu'il s'agisse des services publics d'eau et d'assainissement, des actions environnementales, des investissements de prévention ou des dépenses pour compte propre des usagers.

[2] Ces dépenses se répartissent entre :

- les **services d'eau potable et d'assainissement** (petit cycle), 16,6 Milliards d'euros par an,
- les actions de **réduction des pollutions, de gestion des milieux aquatiques et de prévention des risques** (grand cycle), soit 1,9 Milliard d'euros,
- les coûts environnementaux et assurantiels, dont une part reste **non couverte** (environ **5 Md€** de coûts environnementaux non internalisés).

1.1.1 Le modèle de financement de l'eau potable et de l'assainissement repose sur un budget annexe des collectivités locales

[3] Le modèle français repose sur le principe « **l'eau paye l'eau** » : **les recettes du service public d'eau potable et assainissement (SPEA) doivent couvrir ses dépenses en fonctionnement et en investissement, via un budget dédié** (budgets annexes, séparation d'avec le budget général). La véritable obligation pratique repose sur l'instruction budgétaire et comptable M 49, qui s'applique aux SPEA. Elle impose aux collectivités de constituer des budgets annexes pour individualiser recettes et dépenses propres au service et d'y appliquer les règles d'amortissement des immobilisations propres au service.

[4] Ce fondement « technique » découle du Code général des collectivités territoriales. **L'article L.2224-2 interdit en principe à une collectivité de prendre en charge dans son budget principal des dépenses au titre de services publics industriels et commerciaux (SPIC)**. Cette règle renforce la nécessité d'un budget annexe équilibré pour le SPEA.

[5] Pour les services publics exploités sous forme de régie dans les communes de moins de 500 habitants, la loi ne rend pas obligatoire la constitution d'un budget annexe.

⁹⁵ Sources : [Grande étude nationale sur le financement de l'eau en France: résultats et perspectives - Cercle Français de l'Eau 2024](#)

1.1.2 Le coût annuel consolidé des services d'eau potable et d'assainissement est estimé à 16,6Mds d'euros par an

[6] Sur la période 2017–2021, le coût annuel consolidé du service public d'alimentation en eau potable (AEP) et d'assainissement collectif est estimé à environ 16,6 milliards d'euros⁹⁶ par an, intégrant l'ensemble des dépenses de fonctionnement, des dépenses d'investissement ainsi que les coûts en capital liés au renouvellement des infrastructures.

[7] L'analyse des comptes consolidés, établie sur la base d'une moyenne annuelle, met en évidence les principaux éléments financiers suivants :

- les recettes facturées aux usagers s'élèvent à **14,584 milliards d'euros**, dont **6,877 milliards d'euros** au titre de l'alimentation en eau potable et **7,706 milliards d'euros** au titre de l'assainissement collectif ;
- les **subventions d'exploitation** représentent un montant annuel de **400 millions d'euros** ;
- la **capacité d'autofinancement (CAF)** des services est évaluée à **5,828 milliards d'euros** par an ;
- les **subventions d'investissement** atteignent **1,120 milliard d'euros** en moyenne annuelle.

[8] Le montant total des investissements annuels, ainsi évalué à **6,8 milliards d'euros**, par an se répartit de la manière suivante :

- alimentation en eau potable (AEP) : 2,95 milliards d'euros par an, soit environ 44 % de l'effort d'investissement total ;
- assainissement collectif : 3,73 milliards d'euros par an, soit environ 56 % de l'effort d'investissement total.

[9] La répartition des investissements met en évidence une **prépondérance de l'assainissement collectif dans l'effort financier annuel**. Cette situation apparaît cohérente au regard du poids financier et technique des stations d'épuration et des réseaux associés mais également des exigences réglementaires européennes, notamment celles issues de la directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU) et de la directive-cadre sur l'eau (DCE). Les besoins de renouvellement du patrimoine sont également généralement plus élevés dans le champ de l'assainissement.

[10] À l'inverse, le service d'alimentation en eau potable, bien qu'il repose sur un patrimoine étendu et fortement capitalistique, mobilise une part légèrement moindre de l'investissement annuel, sans pour autant remettre en cause les enjeux de durabilité et de sécurisation de l'approvisionnement.

Tableau 1 : Comptes consolidés moyens annuels des services d'alimentation en eau potable et d'assainissement collectif en France (2017-2021)

	France		
	Moyenne annuelle 2017-2021		
Millions d'€ Hors Taxes / an	AEP	ASST	TOTAL
Recettes facturées	6 877	7 706	14 584
Subventions d'exploitation	96	304	400
Recettes de fonctionnement des services (1)	6 974	8 010	14 984
Dépenses d'exploitation (2)	-4 238	-4 455	-8 693
Excédent Brut d'Exploitation (3=1+2)	2 736	3 555	6 291
75 autres produits de gestion courante	182	155	337
76 produits financiers	11	15	26
77 produits exceptionnels	142	158	300
013 atténuations de charges	43	31	74
65 autres charges de gestion courante	-150	-138	-288

⁹⁶ Source Etude de l'OFB 2025 sur la récupération des coûts des services de gestion de l'eau

66 charges financières	-241	-373	-614
67 charges exceptionnelles	-138	-151	-289
014 atténuations de produits	-6	-4	-9
Résultat de gestion, financier (4)	-156	-307	-463
Capacité d'autofinancement - CAF (5=3+4)	2 580	3 248	5 828
Subventions d'investissement	423	697	1 120
Dépenses d'investissement	-2 951	-3 728	-6 679
Consommation de capital fixe (CCF MAX)	-5 723	-7 885	-13 609
Alimentation en eau potable	-5 723	0	-5 723
Assainissement collectif	0	-7 885	-7 885
Consommation de capital fixe (CCF MIN)	-3 369	-4 426	-7 795
Alimentation en eau potable	-3 369	0	-3 369
Assainissement collectif	0	-4 426	-4 426
Taux de recouvrement des coûts			
R1 - Taux de couverture des charges d'exploitation	162%	173%	168%
R2 - Taux de couverture des investissements	102%	106%	104%
R3 Min - Taux de couverture des besoins de renouvellement	84%	79%	81%
R3 Max - Taux de couverture des besoins de renouvellement	73%	68%	70%
R4 Min - Taux de couverture des besoins de renouvellement par les recettes	67%	61%	64%
R4 Max - Taux de couverture des besoins de renouvellement par les recettes	88%	83%	85%
R5 Min - Taux d'autofinancement potentiel du renouvellement	45%	41%	43%
R5 Max - Taux d'autofinancement potentiel du renouvellement	77%	73%	75%
Besoin de financement complémentaire Min	789	1 178	1 968
Besoin de financement complémentaire Max	3 144	4 637	7 781

Source : D'après le tableau « Principaux résultats du recouvrement des coûts » (p. 12) source : rapport OFB 2025 sur la récupération des coûts à paraître

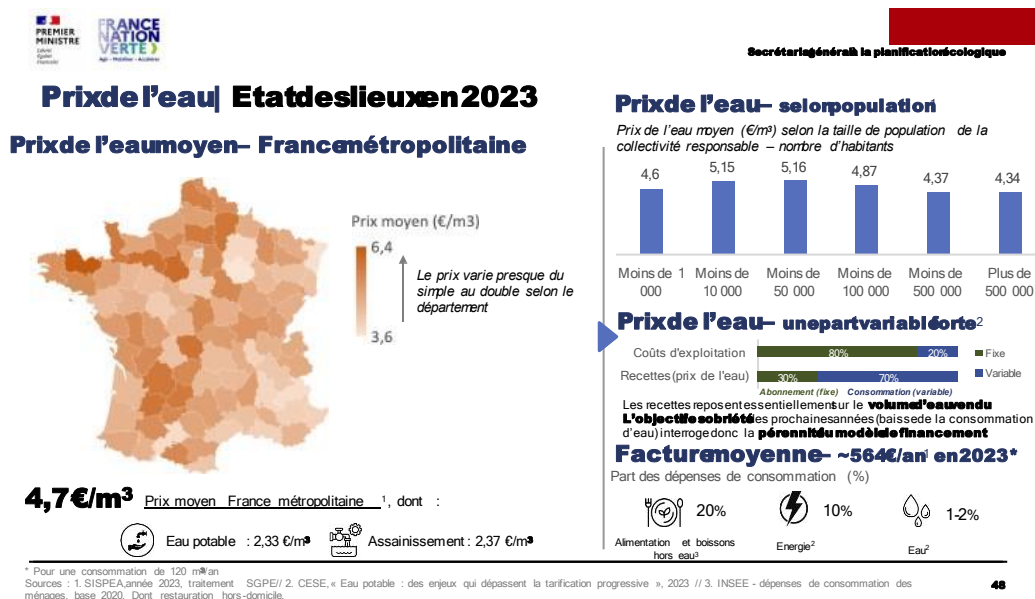
1.1.3 Les financeurs de la politique de l'eau interviennent à toutes les échelles administratives et hydrographiques avec d'importantes disparités

1.1.3.1 Un modèle économique fondé sur le prix de l'eau

[11] Le prix moyen de l'eau en France s'établit à 4,7€/m³ en 2023, dont 2,32 € pour l'eau potable et 2,37 € pour l'assainissement, selon les données du SISPEA. Ce niveau national masque toutefois de fortes disparités territoriales : d'après la cartographie publiée par Eaufrance, le prix moyen de l'eau peut varier, selon les départements, d'environ 3,60€/m³ à 6,40€/m³.

[12] Les territoires les plus exposés aux enjeux de qualité de l'eau figurent fréquemment parmi ceux où le prix de l'eau est le plus élevé. Cette corrélation ne constitue toutefois pas l'unique facteur explicatif. D'autres déterminants influencent significativement le niveau du prix moyen, notamment les modalités de gouvernance des services, la taille et la densité des agglomérations, ainsi que les caractéristiques socio-territoriales, telles que la part de territoires classés en zone de revitalisation rurale (ZRR).

Carte 1 : Variation du prix de l'eau selon les départements



Source : SGPE, étude sur l'eau

[13] Selon les strates de gouvernance et de taille des collectivités en matière d'alimentation en eau potable, des écarts significatifs de prix peuvent être observés⁹⁷.

- Pour les collectivités de moins de 1 000 habitants, le prix moyen de l'eau se situe à un niveau proche de la moyenne nationale, soit environ 4,60€/m³, mais avec une forte disparité et une hétérogénéité marquée entre territoires.
- Pour les collectivités comprises entre 1 000 et 50 000 habitants, le prix moyen atteint environ 5,15€/m³, soit près de 0,50€ de plus que la moyenne nationale. Cette strate correspond au niveau de prix le plus élevé observé à l'échelle nationale.
- À l'inverse, pour les communes de plus de 500 000 habitants, le prix moyen de l'eau s'établit à environ 4,34€/m³, soit plus de 0,35€ en dessous de la moyenne nationale.
- La strate intermédiaire, comprise entre 50 000 et 500 000 habitants, présente une baisse progressive du prix moyen à mesure que la population desservie augmente, traduisant des effets d'échelle plus favorables.

[14] Ces éléments conduisent à constater que les collectivités de petite et moyenne taille, notamment celles de moins de 50 000 habitants, voire jusqu'à 150 000 habitants, supportent un niveau de prix plus élevé. Cette situation peut être interprétée comme le reflet d'une taille critique minimale nécessaire pour asseoir un premier niveau de solidarité financière et de capacité d'investissement.

[15] Par ailleurs, la structure économique du prix de l'eau se caractérise par une part prépondérante de coûts fixes, estimée à environ 80% du coût total du service. Les recettes des services d'eau potable proviennent, en moyenne, à hauteur de 30% de la part abonnement et 70% de la part variable liée à la consommation.

[16] Dans ce contexte, les politiques d'incitation à la sobriété des usages sont susceptibles d'avoir un impact significatif sur les volumes consommés. Selon le baromètre annuel de l'Office français de la biodiversité, près de 80% de la population se déclare prête à adopter une consommation d'eau plus sobre face aux effets du changement climatique.

⁹⁷ Source SISPEA et site eaufrance : <https://www.eaufrance.fr>

[17] Toutefois, comme l'ont souligné plusieurs acteurs du secteur, notamment les **opérateurs industriels** et les **représentants des collectivités au sein de la FNCCR**, une **baisse durable de la consommation**, par exemple de l'ordre de **10%**, conformément aux objectifs du **Plan eau**, est susceptible d'**affecter l'équilibre économique des services**, en raison de la rigidité des charges fixes.

1.1.1.1 Subventions d'exploitation

[18] En dérogation au principe selon lequel « l'eau paie l'eau », certaines collectivités territoriales abondent les budgets annexes eau et assainissement à partir de leur budget général. Ces subventions d'exploitation représentent un ordre de grandeur d'environ **0,4 milliard d'euros par an**, réparti de la manière suivante :

- **environ 96 millions d'euros** au titre de l'alimentation en eau potable ;
- **environ 304 millions d'euros** au titre de l'assainissement.

[19] Ces concours financiers interviennent principalement dans les situations suivantes : petites communes de moins de 3 000 habitants, présence d'investissements lourds générant des charges d'exploitation élevées, volonté politique de contenir le niveau du prix de l'eau pour les usagers.

[20] Il s'agit ainsi d'un financement issu de recettes fiscales, additionnelle à la facture d'eau, reposant sur la solidarité budgétaire locale. La pérennité de ces subventions d'équilibre en fonctionnement a toutefois été interrogée par la **Cour des comptes**, notamment dans son rapport annuel de 2023, qui souligne les limites de ce modèle et recommande, en particulier dans les zones rurales, de **raisonner à des échelles de gouvernance supra-communales afin d'améliorer la soutenabilité financière des services en dégageant des économies d'échelle**.

1.1.1.2 Subventions d'investissement

[21] Les subventions d'investissement représentent un montant moyen annuel d'environ 1,12 Mds d'€⁹⁸, pour l'eau potable sur un volume total d'investissements évalué à 6,8 milliards d'euros par an. Elles couvrent ainsi près de 20 % de l'effort d'investissement des SPEA.

Les Subventions d'investissement hors Agences de l'eau (France, moyenne 2017-2021)⁹⁹

[22] Le montant annuel des subventions d'investissement des collectivités issues du budget de l'État (DETR, DSIL, plan de relance) est de **253 millions d'euros pour l'eau potable** et de **573 millions d'euros par an pour l'eau potable et l'assainissement**.

[23] S'agissant du **bloc des collectivités territoriales**, la contribution la plus significative provient des **conseils départementaux (125ME/an dont 54M€ pour l'eau potable)**. Dans le contexte budgétaire et fiscal actuel, il convient toutefois de s'interroger sur la **soutenabilité de ces engagements**, dans la mesure où les interventions en matière d'eau et d'assainissement ne relèvent pas des compétences obligatoires des départements. Malgré cela, ces concours financiers représentent encore environ 20 % de l'enveloppe globale des subventions.

Le financement du petit cycle de l'eau par les agences de l'eau

[24] Les aides versées par les agences s'inscrivent dans une logique de redistribution entre catégories d'usagers, conformément au principe pollueur-payeur et aux objectifs de la directive-cadre sur l'eau (DCE).

⁹⁸ Source étude 2025 de l'OFB sur la récupération des coûts des services gestionnaires de l'eau

⁹⁹ Source étude 2025 de l'OFB sur la récupération des coûts des services gestionnaires de l'eau

[25] Les travaux de l'Etude National de Recouvrement des Coûts de l'OFB indiquent que les aides des agences de l'eau constituent **l'une des principales sources de subventions d'investissement mobilisées par les services publics d'eau et d'assainissement (SPEA)**, aux côtés des concours des collectivités territoriales. **Cela représente 548 Millions d'euros par an, dont 171 Millions d'euros pour l'eau potable et 377 Millions d'euros/an pour l'assainissement.**

[26] L'eau potable bénéficie d'un niveau d'aide plus limité, bien que non marginal, principalement orienté vers la protection des captages avec des actions préventives et l'amélioration de la qualité de l'eau distribuée par le renouvellement des réseaux et enfin sur des infrastructures de production d'eau potable sous condition.

[27] Cette différenciation est explicitement relevée dans l'ENRC, qui souligne que le lien entre eau potable et préservation des milieux, bien que réel, est moins direct que pour l'assainissement, alors même que le financement des agences repose majoritairement sur des redevances à assise environnementale.

[28] Sur les 171 M€ investis par les agences de l'eau au titre des aides à l'investissement auprès des collectivités, **seulement 33 millions d'euros sont consacrés aux infrastructures de traitement, selon le bilan fourni par la DEB sur l'activité des agences de l'eau, avec des disparités très importantes entre les agences de l'eau.**

Analyse de la conditionnalité des aides dans le cadre des 11^e et 12^e programmes pour l'eau potable

[29] Les 11^e et 12^e programmes des agences de l'eau marquent une **convergence des politiques d'aide à l'eau potable**, caractérisée par un **resserrement des conditions d'éligibilité**. Les financements sont désormais orientés vers la **performance des services, la sobriété des usages et la soutenabilité économique**, plutôt que vers le financement généralisé des infrastructures

[30] Un **socle commun de conditionnalités** s'impose à l'ensemble des bassins : obligation de données SISPEA, connaissance patrimoniale (schéma directeur ou diagnostic), priorité à la réduction des pertes (réhabilitation, sectorisation, renouvellement), restriction forte des extensions de réseaux, exigences tarifaires minimales et ciblage accru des services ruraux et de petite taille. Cependant des **différenciations subsistent entre agences** Au total, **les aides sont devenues un levier incitatif structurant, visant à améliorer durablement la performance, réduire les prélèvements et professionnaliser la gestion des services.**

[31] Si elles jouent un rôle clé de solidarité territoriale, notamment pour les petits services, **la mission constate que ces aides ne suffisent pas à compenser le déficit structurel d'investissement observé à l'échelle nationale. Par ailleurs, elles disposent de marges de progression limitées, compte tenu du plafonnement des redevances et des prélèvements opérés par l'État sur les agences.**

1.2 Le système des redevances des agences de l'eau : fondements, assiettes et évolutions des plafonds

1.2.1 Cadre général et principe de financement

[32] **Les agences de l'eau financent l'essentiel de leurs interventions au moyen de redevances affectées, instituées par le Code de l'environnement, dans le cadre du principe de pollueur-payeur et préleveur-payeur.** Ces redevances constituent une fiscalité environnementale affectée, distincte des impositions de toute nature, perçues au profit du budget général de l'État.

[33] Ces dispositions ont pour origine et pour fondement législatif plusieurs textes fondamentaux de la politique de l'eau, parmi lesquels :

- **Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 relative à l'eau¹⁰⁰** : Texte fondateur de la gestion équilibrée de la ressource en eau, affirmant l'intérêt général de la politique de l'eau et organisant la planification par SDAGE/SAGE.
- **Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA)¹⁰¹** : Cette loi rénove et renforce le régime juridique des redevances des agences de l'eau dans le Code de l'environnement, notamment s'agissant du **principe pollueur-payeur**, des modalités de calcul, d'assiette et des compétences des agences.

[34] C'est dans ce cadre et en vertu de ces lois que les redevances des agences de l'eau sont intégrées dans le droit, non pas comme impositions générales mais comme des redevances réglementées, de droit public, reposant sur des bases objectives (prélèvement, pollution, volume, charge polluante) et destinées à financer la politique de l'eau.

[35] Les recettes correspondantes alimentent directement les budgets des agences de l'eau et sont redistribuées sous forme d'aides aux maîtres d'ouvrage publics et privés pour la mise en œuvre de la politique de l'eau (préservation de la ressource, réduction des pollutions, restauration des milieux, prévention des risques).

[36] **À l'échelle nationale, le produit total des redevances perçues par les agences de l'eau s'établit à environ 2,4 milliards d'euros par an en moyenne sur la période récente 2018-2023¹⁰², avec un plafond de recettes prévu dans la loi de finances.**

1.2.2 Typologie des redevances et bases fiscales associées¹⁰³

[37] Les redevances des agences de l'eau se répartissent en plusieurs catégories, définies selon la nature des pressions exercées sur la ressource ou les milieux aquatiques.

1.2.2.1 Redevances pour prélèvement sur la ressource en eau

[38] **La redevance pour prélèvement est assise sur les volumes d'eau prélevés dans le milieu naturel, qu'il s'agisse d'eaux superficielles ou souterraines.** Elle concerne l'ensemble des usagers (services d'eau potable, industrie, agriculture, énergie), avec des modulations selon l'usage, la période de prélèvement et la tension quantitative sur la ressource, donc tous ne sont pas prélevés du même montant par m3.

[39] Cette redevance vise à internaliser les coûts liés à la raréfaction de la ressource et constitue un instrument central de la gestion quantitative de l'eau. Elle représente une part significative mais minoritaire du produit total des redevances, de l'ordre de 20 à 25 % selon les bassins, **soit environ 0,5 à 0,6 Md€ par an à l'échelle nationale.**

1.2.2.2 Redevances pour pollution de l'eau

[40] Les redevances pour pollution constituent le **premier poste de recettes** des agences de l'eau. Elles sont assises sur la **charge polluante rejetée** dans le milieu, mesurée selon des paramètres physico-chimiques (matières organiques, azote, phosphore, substances dangereuses).

[41] On distingue principalement :

- la **redevance pour pollution domestique**, acquittée via les services d'assainissement ;
- la **redevance pour pollution non domestique**, acquittée directement par les industriels identifiés comme redevables ;
- la redevance applicable aux **activités de production assimilées domestiques (APAD)**.

¹⁰⁰ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorff/id/JORFTEXT000000173995>

¹⁰¹ <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000649171>

¹⁰² Sources agences de l'eau et la DEB

¹⁰³ Sources OFB étude sur le recouvrement des coûts et les agences de l'eau

[42] Ces redevances représentent environ 45 à 50 % du produit total, soit de l'ordre de 1,1 à 1,2 Md€ par an.

1.2.2.3 Redevances pour l'amélioration des réseaux

[43] Cette redevance est assise sur les volumes d'eau facturés aux usagers domestiques, via les services d'eau potable. Elle vise à contribuer au financement de la modernisation des réseaux d'assainissement et à la réduction des pollutions par temps de pluie.

[44] **Son produit annuel est estimé à environ 0,4 à 0,5 Md€, soit près de 20 % des recettes de redevances sur le plan national.**

1.2.2.4 Redevances spécifiques et sectorielles

[45] Certaines redevances ont une assiette plus ciblée, notamment :

- la **redevance pour obstacle sur les cours d'eau**, liée aux ouvrages faisant entrave à la continuité écologique ;
- la **redevance pour pollutions diffuses (RPD)¹⁰⁴**, assise sur l'acquisition de produits phytopharmaceutiques et de semences traitées au moyen de ces produits, et affectée aux actions de réduction des pollutions diffuses, notamment d'origine agricole.

[46] Ces redevances représentent un **produit plus limité**, de l'ordre de **0,2 Md€ par an**, mais jouent un rôle structurant dans l'orientation des politiques sectorielles

[47] À ce montant, il convient d'ajouter les redevances suivantes :

- les redevances perçues sur **les ventes de cartes de chasse**, représentant environ 50 millions d'euros par an, hors compte budgétaire et affectées à l'Office français de la biodiversité (OFB) ;
- les redevances perçues sur **les cartes de pêche**, d'un montant de l'ordre de 7 millions d'euros par an ;
- la redevance « **élevage** », dont le produit est estimé à environ 16 millions d'euros par an.

1.2.2.5 Synthèse des montants par type de redevance (ordre de grandeur national)

- Redevances pour pollution : **1,1–1,2 Md€**
- Redevances pour prélèvement : **0,5–0,6 Md€**
- Redevance pour modernisation des réseaux : **0,4–0,5 Md€**
- Redevances spécifiques (phytosanitaire, obstacles, autres) : **0,2–0,3 Md€**

[48] Soit un total d'environ **2,4 Md€ par an**.

1.2.2.6 Evolution des plafonds de redevances et articulation avec la fiscalité actuelle

[49] Les redevances des agences de l'eau sont **plafonnées par la loi**, à travers les plafonds de recettes fixés par bassin et par type de redevance dans le cadre des programmes pluriannuels des agences. Ces plafonds ont connu, sur les dernières années, une **évolution contrastée**.

[50] Les plafonds globaux ont été **contenus, voire abaissés en euros constants**, du fait :

- des prélèvements opérés par l'État sur les budgets des agences de l'eau ;
- de la volonté de limiter la pression fiscale environnementale sur les usagers.

¹⁰⁴ https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000051217901

[51] Comparativement à d'autres formes de fiscalité environnementale ou locale, les redevances des agences de l'eau présentent la particularité d'être strictement **affectées à la politique de l'eau** et assises sur des **bases physiques (volumes, charges polluantes)** et non sur des assiettes monétaires. Elles sont donc **peu dynamiques**, en l'absence de revalorisation significative des barèmes, contrairement à certaines taxes indexées ou à la fiscalité de droit commun.

[52] Malgré les annonces du Plan Eau de 2023 visant à augmenter ce plafond d'environ 375 M€ d'ici 2026 (pour atteindre près de 2,7 Md€), les évolutions effectives sont restées limitées. La loi de finances pour 2024 a prévu une hausse ponctuelle (+150 M€) et une réforme des redevances, tandis que celle pour 2025 envisage une augmentation progressive.

[53] **En pratique, sur la période 2023-2025, le plafond est resté globalement stable autour de 2,347 Md€, en raison notamment de mécanismes de plafonnement et de prélèvements par l'État.**

1.2.2.7 Répartition des compétences entre l'Etat et les comités de bassin dans la fixation des redevances de l'eau

[54] La fixation des redevances de l'eau affectées aux Agences de l'eau s'inscrit dans un cadre de gouvernance partagée, reposant sur une articulation entre les compétences de l'État et celles des Comités de bassin, conformément aux principes définis par le code de l'environnement.

Rôle de l'État

[55] L'État joue un rôle central dans l'encadrement des redevances de l'eau. Il en définit, par la loi et le règlement, les catégories, les modalités de calcul et les plafonds, afin d'assurer un système cohérent et conforme aux objectifs de la politique de l'eau sur tout le territoire. Il fixe également, dans les lois de finances, le niveau maximal des ressources que les agences de l'eau peuvent conserver, en veillant à leur intégration dans les finances publiques. Enfin, il détermine les grandes orientations stratégiques (protection des milieux, gestion de la ressource, adaptation au changement climatique) auxquelles ces redevances doivent contribuer.

Rôle des comités de bassin

[56] Dans le cadre fixé par l'État, les comités de bassin déterminent les taux effectifs des redevances, dans la limite des plafonds nationaux, en les adaptant aux réalités locales et aux enjeux environnementaux. Leurs décisions, cohérentes avec les documents de planification (SDAGE) et les programmes d'intervention des agences de l'eau, visent à concilier équilibre financier et soutenabilité pour les usagers. Leur composition pluraliste permet d'intégrer les spécificités territoriales dans la mise en œuvre de la politique tarifaire.

[57] La fixation des redevances de l'eau repose ainsi sur un partage clair des responsabilités : l'État définit le cadre normatif, budgétaire et stratégique, tandis que les comités de bassin en assurent la mise en œuvre opérationnelle par la fixation des taux effectifs, dans le respect des plafonds et des orientations nationales.

[58] Ce dispositif garantit un équilibre entre pilotage national de la politique de l'eau et adaptation des instruments financiers aux réalités et priorités propres à chaque bassin hydrographique.

1.2.2.5 Evolution du régime de la redevance pour pollution de l'eau dans le cadre de la Loi de finances pour 2024

[59] La loi de finances pour 2024 engage une réforme en profondeur des redevances des agences de l'eau afin de moderniser le système et de mieux appliquer les principes de « pollueur-payeur » et « préleveur-payeur ». **Elle remplace, à partir de 2025, la redevance pour pollution domestique, par une redevance sur la consommation d'eau potable intégrée à la facture et applicable à tous les usagers.**

[60] La réforme introduit également des redevances incitatives fondées sur la performance des réseaux d'eau potable et des systèmes d'assainissement, afin d'encourager une gestion plus efficace et respectueuse de l'environnement. L'ensemble vise à simplifier le dispositif, le rendre plus lisible, mieux répartir la charge financière entre usagers et renforcer le lien entre contribution et impact réel.

Précisée par des textes réglementaires en 2024, cette réforme conserve le rôle central des redevances dans le financement de la politique de l'eau.

1.3 Estimation du coût de la dépollution des eaux destinées à la consommation humaine

[61] La mission a cherché à estimer le coût de la dépollution sur la base des études disponibles¹⁰⁵. On distingue deux catégories de dépenses environnementales : curatives et préventives.

1.3.1 Une estimation à 200 M€/an du coût actuel des actions préventives

1.3.1.1 Typologie des actions préventives de protection de la ressource

[62] Les actions préventives visent à agir en amont sur les pressions, principalement agricoles, afin d'éviter la dégradation de la ressource.

[63] Les actions préventives identifiées relèvent de deux grands leviers :

- les actions sur les pratiques agricoles avec les aides à la réduction des intrants (nitrates, pesticides), le développement de pratiques agroécologiques (MAEC, bio) et des actions ciblées sur les aires d'alimentation de captages (AAC). Ces actions représentent la majeure partie des dépenses préventives.
- les actions foncières et réglementaires sur les captages, déclaration d'utilité publique (DUP), acquisitions foncières pour la protection d'un captage et protection réglementaire des périmètres de captage. Ces mesures visent une maîtrise de l'usage des sols autour des captages.

[64] À l'échelle nationale, la part des dépenses préventives représente 27 % des **dépenses compensatoires** liées aux atteintes à la qualité de l'eau, contre 58 % des dépenses curatives (traitements) et 15 % palliatives (interconnexions, substitutions). Cela traduit une montée en puissance des politiques préventives mais encore une prédominance des coûts de réparation.

[65] Sur les 1 150 captages prioritaires¹⁰⁶, seuls 650 disposent d'une mobilisation des acteurs. Par ailleurs, seulement 492 captages ont fait l'objet d'une délimitation de l'AAC (Aire d'Alimentation des Captages) par arrêté du préfet, dont 69 depuis moins de trois ans. Ce sont 192 captages qui ont mis en place un plan d'action volontaire, avec arrêté préfectoral, dont 76 depuis moins de trois ans. **Parmi eux, seuls 20 arrêtés comportent des mesures obligatoires, dont 8 de moins de trois ans.**

[66] Plus de 88% des plans d'actions comprenant des mesures d'animation pour la réduction des IFT et de la pression phytosanitaire, cependant les outils disponibles ne sont pas pleinement mobilisés y compris dans les plans d'actions :

- les paiements pour services environnementaux (PSE) ne concernent que 28 % des captages ;
- les mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC et CAB) ne couvrent que 60 % des captages
- si certains captages mobilisent simultanément ces deux outils, d'autres ne bénéficient ni de MAEC ni de PSE.

¹⁰⁵ Sources : documents de la DEB, des agences de l'eau et étude sur la récupération des coûts de l'OFB 2025

¹⁰⁶ Sources : documents de bilans sur les captages prioritaires de la DEB et du ministère de l'Agriculture

[67] Sur les 750 captages prioritaires, **190 millions d’euros par an sont consacrés aux changements de pratiques agricoles et 11 millions d’euros par an à la protection foncière des captages.**

[68] Le financement est plafonné à taux d’aide global maximum de 80 %. Les financeurs sont les Agences de l’eau, les collectivités, l’État et l’UE. Il y a une faible contribution directe des responsables des pressions, industrie mais également l’agriculture moins de 13%.

1.3.2 La mission estime à 550 M€/an¹⁰⁷ le coût actuel des actions curatives

[69] Le traitement curatif de l’eau potable correspond aux **surcoûts induits par la dégradation de la ressource**. Il s’inscrit dans la catégorie des **coûts environnementaux compensatoires**, tels que définis dans l’analyse économique des services d’eau.

[70] Ces coûts recouvrent notamment le **surtraitement de potabilisation** (désinfection, charbon actif, osmose inverse, traitements spécifiques), les **modifications ou abandons de captages**, les **interconnexions** permettant de substituer une ressource dégradée et les coûts de **sécurisation et diversification des ressources**. Ils devraient être pris en charge selon le principe pollueur-payeur, mais leur financement reste en pratique largement porté par les services d’eau potable, donc les usagers domestiques.

[71] La présence de nitrates et pesticides impose souvent la mise en place de **traitements avancés** (charbon actif, membranes), et la **complexification des filières de potabilisation**. Ils contribuent directement à l’augmentation du besoin de renouvellement (CCF) et à la pression sur les budgets d’investissement déjà insuffisants. Le traitement curatif génère des surcoûts d’exploitation significatifs, notamment pour l’achats de réactifs (charbon actif, membranes), consommation énergétique accrue, maintenance spécialisée des équipements de l’ordre de 0,35 €/m³ pour le charbon actif à 0.70 €/m³ pour le système de traitement par ultrafiltration hors élimination des micropolluants¹⁰⁸.

[72] Les **dépenses compensatoires** correspondent aux **coûts supportés par un acteur (usager ou service) pour compenser les effets négatifs d’une dégradation de la ressource en eau** par un autre acteur, dans le cas présent c’est le coût assumé par les PRPDE pour distribuer une eau potable quand l’eau brute a été dégradée.

[73] On peut établir une **analyse chiffrée** du coût de la dépollution curative de l’eau potable en France, en distinguant bien les **dépenses curatives** au sens strict, c’est-à-dire les **surcoûts de traitement** dans les usines d’eau potable et les **dépenses palliatives**, c’est-à-dire les solutions de contournement quand la ressource est trop dégradée, en particulier les **interconnexions** et les **changements de captage**.

[74] L’étude nationale de récupération des coûts conduite par l’OFB évalue les **dépenses compensatoires** liées aux atteintes à la qualité de l’eau à **751,4 M€ par an** en moyenne par an sur 2017-2021. Ce total comprend **58 % de dépenses curatives**, soit 430 Millions d’euros et **15 % de dépenses palliatives pour les interconnexions et les changements de captage en substitution**, soit 112 Millions d’euros par an et **3,9 M€ de dépenses administratives**.

[75] **L’étude précise qu’il s’agit d’une estimation a minima, car elle ne recense que les dépenses retracées par les agences et offices de l’eau.**

[76] S’agissant spécifiquement de la dépollution curative de l’eau potable, les traitements complémentaires des eaux polluées par les pesticides et les nitrates pour l’alimentation en eau potable sont évalués à 430 M€ par an. Ce montant correspond aux surcoûts supportés pour maintenir la potabilité de l’eau dans les stations de traitement lorsque la ressource brute est dégradée.

¹⁰⁷ Sources documents de la DEB, des agences de l’eau et de l’étude sur la récupération des coûts de l’OFB 2025

¹⁰⁸ Sources ASTE, AMORCE, et industriel de l’eau SUEZ

[77] La mission estime le coût de la dépollution de l'eau potable en curatif comme en préventif à environ 750 Millions d'euros.

2 Même en renforçant la fiscalité basée sur le principe « pollueur-payeur », le prix de l'eau et la mobilisation de la capacité d'emprunt des collectivités devront augmenter

[78] Selon les estimations de la mission, les besoins nouveaux de financement supplémentaires se situent **entre 6,2 et 11,3 milliards d'euros par an**, en prenant en compte l'ensemble des besoins : évolution de la stratégie de dépollution, tant curative que préventive, retard des investissements, réduction à la source via les boues, ainsi que la mise en œuvre de la DRU2 sur les stations d'épuration.

2.1 La hausse du prix de l'eau dans ses deux composantes – tarif et redevance – constitue le principal levier de financement

2.1.1 Composante tarif et composante redevance, eau potable et assainissement

[79] Le financement des services d'eau potable et d'assainissement en France représente environ **17 milliards d'euros par an**. Ces services sont principalement financés par la facture d'eau acquittée par les usagers.

[80] Dans ce cadre, les **redevances pour prélèvement et pour pollution perçues par les agences de l'eau** représentent environ **1,7 milliard d'euros par an**¹⁰⁹, correspondant à la contribution des ménages sur la base des montants moyens observés ces dernières années (source : *Étude nationale sur la récupération des coûts – OFB*) pour un prix moyen de 4,7€/m³ sur l'eau potable et l'assainissement.

[81] Les autres catégories d'usagers contribuent également au financement des agences de l'eau : **industries, agriculture** et autres redevances versent ensemble environ **565 millions d'euros par an** au titre des différentes redevances.

[82] Par ailleurs, les **redevances pour prélèvement et pour pollution font l'objet d'une réforme prévue pour 2026**, visant à revoir leurs objectifs, leur niveau de prélèvement et leur assiette de calcul. Cette réforme vise notamment à intégrer davantage d'objectifs de performance environnementale et à renforcer la mise en œuvre du **principe pollueur-payeur**.

[83] Rapportées au **prix moyen de l'eau en 2025 de 4,70 €/m³**, les redevances des agences représentent **environ 10 % du prix payé par les ménages, soit environ 0,47€/m³**.

[84] Le **système aides-redevances** des agences de l'eau organise ainsi une **solidarité financière entre catégories d'usagers**, dans laquelle les ménages constituent les principaux contributeurs, tandis que les financements permettent de soutenir les investissements environnementaux, la réduction des pollutions et la protection des milieux aquatiques.

2.1.2 Analyse du consentement des Français à payer l'eau

[85] L'étude Kantar – CIEau¹¹⁰ « Les Français et l'eau » est un baromètre annuel d'opinion réalisé auprès d'environ 3 000 personnes représentatives de la population française. **Il analyse notamment le consentement des Français à payer plus cher leur eau et les conditions de cette acceptabilité.**

[86] Les résultats montrent qu'environ deux tiers des Français se déclarent prêts à payer un peu plus cher leur eau, sous certaines conditions liées à la qualité et à la protection de la ressource.

¹⁰⁹ Sources : agences de l'eau / DEB

¹¹⁰ Source : <https://www.cieau.com/communique-presse/qualite-micropolluants-climat-ce-que-les-francais-attendent-desormais-de-leur-eau-du-robinet>

[87] Plus précisément, selon le baromètre 2025 :

- 65% seraient **prêts à payer davantage pour éliminer les pesticides ou autres polluants** grâce à des traitements spécifiques.
- 61% accepteraient une hausse pour mieux préserver les ressources naturelles en eau.
- 57% pour financer des technologies de recyclage ou de réutilisation des eaux usées.
- 53% pour déployer des technologies permettant de limiter les fuites dans les réseaux.

[88] Ces résultats montrent que l'acceptabilité est majoritaire mais conditionnelle, et qu'elle dépend fortement de l'objectif poursuivi.

[89] L'étude met en évidence plusieurs conditions clés pour que les Français acceptent une augmentation du prix de l'eau :

- **Amélioration visible de la qualité de l'eau** : La motivation principale est la réduction des pollutions (pesticides, micropolluants) et la sécurisation sanitaire de l'eau potable.
- **Protection des ressources et adaptation au changement climatique** : Les Français acceptent plus facilement une hausse si elle sert à protéger les nappes et rivières, limiter les prélèvements, et développer la réutilisation de l'eau.
- **Modernisation des infrastructures** : L'investissement dans les réseaux (réduction des fuites, capteurs, modernisation) est également une raison acceptable pour une majorité relative.

[90] Le baromètre montre aussi une évolution importante de l'opinion :

- 50% des Français considèrent désormais que l'eau est plutôt bon marché, contre une perception plus négative auparavant.
- **79% pensent que le prix de l'eau augmentera à l'avenir**, notamment en raison du coût des traitements, du changement climatique et du renouvellement des réseaux.

[91] L'étude souligne également une attente forte du principe « **pollueur-payeur** » :

- 68% estiment que les industriels doivent payer pour les pollutions qu'ils produisent.
- 37% citent les agriculteurs.
- 26% les particuliers.

[92] L'acceptation d'une hausse tarifaire est faible si elle repose uniquement sur les usagers domestiques.

2.1.3 Des hypothèses de hausse du prix de l'eau de 25% sur l'assainissement et 50% sur l'eau potable permettraient de générer 5,3Md€ par an.

[93] Plusieurs options peuvent être envisagées, pouvant être mises en œuvre de manière progressive.

- **Mettre en place un prix minimum de l'eau** correspondant au prix moyen actuel, soit 2,32€/m³.

[94] À partir des données SISPEA, il serait possible de cibler les collectivités dont le prix de l'eau au m³ est actuellement inférieur à la moyenne nationale (2,32€/m³). **L'objectif serait de créer un effet de rattrapage pour les usagers contribuant le moins au financement du service**, et de réaffecter ces ressources au pot commun, au niveau des agences de l'eau, afin de les réinvestir dans les collectivités ayant les besoins les plus importants et ainsi de maintenir un niveau de contribution des ménages équitable en France pour avoir accès à l'eau potable.

[95] **Cette mesure permettrait de générer environ 700 M€¹¹¹supplémentaires** par an au bénéfice de la solidarité et des agences de l'eau.

¹¹¹ Estimation Mission à partir des données analysées

[96] Toutefois, ce dispositif présente plusieurs limites :

- il pourrait soulever une difficulté de principe au regard de la libre administration des collectivités territoriales, en introduisant un prix minimum national dans un domaine où la collectivité fixe la tarification du service dans le cadre prévu par la loi,
- les collectivités pourraient être incitées à ajuster leur prix au niveau du prix moyen, limitant ainsi l'effet redistributif,
- la mise en œuvre d'une trajectoire d'évolution dans le temps apparaît complexe,
- les collectivités ayant historiquement des prix bas, mais confrontées à des besoins soudains et importants de renouvellement de leurs infrastructures, pourraient être pénalisées.

[97] Un tel mécanisme nécessiterait donc un dispositif de régulation complexe, et potentiellement difficile à pérenniser dans le temps.

● **Augmentation du prix de l'eau progressive en fonction des besoins**

[98] Une seconde option consiste à faire évoluer progressivement le prix de l'eau sur l'ensemble des services publics d'eau potable et d'assainissement, en l'articulant avec la réforme des périmètres des services et la recherche d'une taille critique permettant de mieux absorber les investissements.

[99] Afin d'éclairer les ordres de grandeur mobilisables, **la mission a retenu plusieurs hypothèses simples de sensibilité, fondées sur des hausses de 25% et 50 %**, appliquées soit au seul service d'eau potable, soit à l'ensemble eau potable + assainissement. Ces hypothèses ont vocation à donner un cadre de comparaison lisible.

[100] À partir de ces hypothèses, les recettes annuelles supplémentaires seraient de l'ordre de :

- +1,7 Md€ pour une hausse de 25% du prix de l'eau potable ;
- +3,4 Md€ pour une hausse de 50% du prix de l'eau potable ;
- +3,6 Md€ pour une hausse de 25% du prix de l'eau potable et de l'assainissement ;
- +7,3 Md€ pour une hausse de 50% du prix de l'eau potable et de l'assainissement.

[101] La mission n'a pas isolé, à ce stade, un scénario d'augmentation du seul prix de l'assainissement, dans la mesure où le présent rapport porte d'abord sur la sécurisation de l'eau potable et sur les besoins d'investissement qui lui sont directement associés. En revanche, la prise en compte de l'assainissement dans les hypothèses combinées permet de tester la capacité du modèle économique de l'eau à absorber une partie de l'effort par une hausse plus large, cohérente avec l'interdépendance entre petit cycle, qualité de la ressource et réduction des pollutions à la source.

[102] Dans cette logique, la combinaison consistant à tester une hausse de 50 % du prix de l'eau potable et de 25% du prix de l'assainissement est un cas intermédiaire permettant de répartir l'effort en faisant davantage porter l'ajustement sur l'eau potable, qui concentre dans le présent rapport l'essentiel des besoins nouveaux, tout en mobilisant aussi l'assainissement, dont les investissements contribuent à la protection de la ressource. Cette combinaison doit donc être **lue comme une hypothèse d'atterrissage destinée à apprécier la soutenabilité du système**.

[103] **Une telle évolution ferait passer le prix moyen de l'eau de 4,70€/m³ à 6,40€/m³ en France. Pour une famille, cela représente une augmentation de la facture qui passerait de 560 à 700€/an.** En référence à l'étude Atep¹¹² sur l'acceptabilité des ménages Français à payer davantage et aux travaux du SGPE, il s'agit là d'une borne maximum de l'acceptabilité sur le prix de l'eau.

[104] Compte tenu des disparités territoriales, tant entre les territoires qu'entre les collectivités, l'augmentation aurait des effets différenciés selon les zones. **Ainsi, dans les départements où le prix de l'eau est le plus faible, celui-ci passerait de 3,60 €/m³ à 5 €/m³, tandis que dans les départements où l'eau est la plus chère, il évoluerait de 6,40 €/m³ à 8,80 €/m³.** Selon les travaux du SGPE, une hausse

¹¹² <https://atep-france.fr/fr/municipales-2026-52-des-francais-prets-a-payer-plus-cher-leur-eau-un-signal-fort-pour-les-futurs-maires/>

moyenne de la facture d'eau potable de 70€/an/ménage, pourrait atteindre +130€/an dans les petites communes.

[105] Cette analyse illustre l'importance de mobiliser les agences de l'eau sur la question de l'eau potable afin de contenir et de limiter ces effets, et de réguler le prix de l'eau autour du prix moyen. Si cette solution ne permet pas une régulation suffisante, alors la première hypothèse, consistant à fixer un prix minimum de l'eau, pourrait être envisagée.

[106] **Cette combinaison conduirait à une augmentation des moyens du modèle de l'eau de l'ordre de 5,3 Md€, qui nécessitera un couplage avec la mobilisation des moyens des agences de l'eau.**

2.1.4 Plusieurs leviers sont mobilisables pour modérer cette hausse qui affecterait l'ensemble des ménages et particulièrement ceux qui se trouvent dans les zones rurales fortement exposés aux pollutions

2.1.4.1 La tarification progressive : un outil à visée sociale et environnementale

[107] Le principe de la tarification progressive consiste à **augmenter le prix du mètre cube en fonction du volume consommé**, selon plusieurs tranches. Une première tranche (besoins essentiels) est peu chère, voire gratuite. Les tranches supérieures deviennent progressivement plus coûteuses.

[108] Ce modèle poursuit un double objectif : un enjeu social qui est de garantir un accès abordable à un volume vital d'eau et un objectif écologique qui est d'inciter à réduire les consommations. Il s'inscrit dans le cadre du droit à l'eau reconnu par la loi, qui vise un accès « économiquement acceptable ».

[109] Plusieurs collectivités ont expérimenté ce modèle, on peut citer notamment¹¹³ :

- **Dunkerque** : tarification dite « écologique et solidaire »
- **Montpellier** : mise en place d'une tarification progressive intégrant une logique sociale
- **Libourne** : système similaire avec différenciation des volumes

[110] Dans le cadre des Assises de l'eau, une analyse a été conduite des différentes expérimentations. Celles-ci ont montré des effets positifs, notamment en matière de ciblage social et, dans certains cas, de modération des consommations les plus élevées. Leur efficacité environnementale globale demeure toutefois discutée et leur mise en œuvre se heurte à des difficultés techniques et à un équilibre financier parfois fragile pour les services d'eau.

2.1.4.2 La tarification saisonnière : un levier de gestion de la ressource

[111] La tarification saisonnière consiste à faire varier le prix de l'eau selon la période de l'année, avec un prix généralement plus élevé en période estivale (tension sur la ressource) et plus faible en période hivernale.

[112] Depuis 2024, Toulouse a instauré une tarification saisonnière avec une augmentation de 42 % sur le prix de l'eau en été (passage d'environ 3,32€ à 4,40€/m³) et une baisse de 30% en hiver. L'objectif est de réduire les consommations en période de stress hydrique et de cibler les usages non essentiels (arrosage, piscines). Ceci permet d'envoyer un signal prix fort et visible.

[113] Le bilan est nuancé : la tarification saisonnière présente l'avantage de cibler plus directement les consommations intervenant en période de stress hydrique, là où la tarification progressive agit sur le volume consommé sur l'ensemble de l'année. Son acceptabilité sociale reste toutefois discutée, en raison de la hausse visible du prix en été et de ses effets possibles sur certains ménages vulnérables.

¹¹³ Sources : agences de l'eau, ASTEE, FNCCR

2.1.4.3 La nécessité de modèles hybrides et territorialisés

[114] La tarification progressive ou saisonnière peut redonner du sens au prix de l'eau. Les analyses récentes dans le cadre des assises de l'eau montrent que les collectivités tendent à combiner plusieurs outils : **tarification progressive et saisonnière**, dispositifs d'**aides sociales ciblées** (chèques eau, plafonnement), différenciation selon les usages ou catégories d'usagers. Ces approches hybrides visent à concilier **équité sociale, efficacité environnementale et soutenabilité financière du service**.

[115] La littérature souligne toutefois qu'aucun modèle ne permet à lui seul d'atteindre ces trois objectifs simultanément, ce qui explique la **forte variabilité locale des solutions**. La pertinence des dispositifs dépend du contexte territorial (ressource, urbanisation, climat).

[116] La tarification est un outil nécessaire mais insuffisant, elle doit être complétée par des politiques de gestion de la ressource (sobriété, investissements, gouvernance). Les effets du signal prix restent modérés sur les comportements. La dimension sociale est centrale, notamment dans un contexte de précarité hydrique croissante.

[117] La possibilité d'augmenter raisonnablement le prix de l'eau existe, mais elle doit s'inscrire dans une démarche globale et sera la résultante de la couverture des investissements à réaliser sur les territoires pour financer les charges des actions préventives et curatives complémentaires au soutien à l'investissement des agences de l'eau. Elle suppose donc préalablement d'activer les leviers réglementaires et les dispositifs de redevances visant les émetteurs de pollution, conformément à ce principe « Pollueur-Payeur », ou encore de renforcer les normes responsabilisant les émetteurs quant au traitement des pollutions avant leur rejet.

2.2 Mobiliser les capacités d'emprunt partiellement inexploitées et les outils de financement adaptés permettrait de lisser l'augmentation du prix de l'eau ou de financer davantage d'investissements

2.2.1 Une CAF globalement positive mais structurellement contrainte

[118] Les services d'eau et d'assainissement (budgets M49) restent, en moyenne nationale, équilibrés en fonctionnement, avec une CAF positive, reposant très majoritairement sur la facturation des usagers. Les résultats nets consolidés des syndicats d'eau progressent modérément (+2,5% entre 2019 et 2022), mais cette progression ne couvre pas les besoins de renouvellement patrimonial. La CAF existe, mais elle est insuffisante pour absorber seule les investissements à venir, notamment dans les territoires ruraux et les petits services.

2.2.2 Un autofinancement très hétérogène selon la taille des services

[119] Les travaux sur la récupération des coûts des services d'eau et d'assainissement¹¹⁴, croisés avec les données SISPEA sur la structure des services, convergent pour montrer que la petite taille des services constitue un facteur de fragilité économique : elle réduit les marges d'autofinancement, renchérit le poids des coûts fixes par abonné et limite la capacité à absorber des investissements nouveaux sans hausse sensible du prix de l'eau.

¹¹⁴ https://economie.eaufrance.fr/sites/default/files/2024-11/doc580-dossier_participant_colloque_ce.pdf

2.2.3 Taux d'endettement actuel des collectivités de l'eau

[120] Les études régionales et nationales¹¹⁵ mettent en évidence des fragilités financières sur les syndicats d'eau, avec un patrimoine ancien et un effort d'investissement inférieur au besoin réel.

Niveau d'endettement du secteur eau-assainissement (M49)

[121] Cependant, les données nationales montrent que les services d'eau et d'assainissement sont relativement peu endettés au regard de leurs recettes, avec une forte capacité d'autofinancement. **Les analyses financières du secteur montrent un encours total de dette du secteur eau-assainissement sur la période (2018-2023) de l'ordre de 45 milliards d'euros, soit environ 2 à 3 années de recettes.**

[122] Ces montants incluent les emprunts contractés par les collectivités et syndicats pour financer les réseaux d'eau potable, les réseaux d'assainissement, les stations d'épuration, les usines de production d'eau potable. Dans les comptes M49, cette dette est comptabilisée dans les comptes 16 – emprunts et dettes assimilées (classe 1 du plan comptable).

Un niveau d'endettement relatif

[123] Les ratios sectoriels montrent une situation financière généralement solide avec une **capacité de désendettement moyenne pour l'eau potable de l'ordre de 2,7 ans et pour l'assainissement de l'ordre de 7,1 ans.**

[124] Ces ratios signifient que, si l'épargne brute était entièrement consacrée au remboursement de la dette, celle-ci pourrait être éteinte en quelques années seulement. Ils sont sains au regard de ceux habituellement utilisés par la Cour des comptes ou la DGFIP, avec un ratio pour les collectivités qui doit être inférieur à 12 ans, et plutôt de l'ordre de 10 ans en moyenne.

2.2.4 Une fragmentation excessive des opérations limite le recours à l'endettement

[125] Le secteur de l'eau et de l'assainissement repose sur une base de recettes importante : au 1er janvier 2024, le prix moyen national de l'eau atteint 4,69€/m³ TTC¹¹⁶, soit une facture annuelle moyenne d'environ 564€ pour une consommation de référence de 120m³. La difficulté n'est donc pas seulement l'existence de recettes, mais la capacité des services à transformer cette assise tarifaire en projets suffisamment structurés, dimensionnés et finançables.

[126] Les analyses récentes sur l'investissement public dans l'eau montrent précisément que le secteur reste très fragmenté. L'Observatoire des investissements publics sur l'eau de la Banque des Territoires¹¹⁷ relève que 85% des lots de marchés sont inférieurs à 500K€, malgré la progression des transferts de compétences. Cette atomisation des opérations, combinée à une polarisation géographique des investissements, entretient un risque de décrochage pour les territoires les moins intégrés ou disposant de moins d'ingénierie, qui peinent davantage à monter et financer des opérations structurantes.

2.2.5 La Banque des territoires dispose avec l'Aquaprêt d'un outil d'endettement adapté aux investissements nécessaires à la dépollution des EDCH

[127] Dans ce contexte, l'Aqua Prêt ou d'autres outils des banques privés et de la BEI apparaissent comme un **outil de sécurisation financière**, permettant de **lever les freins à l'endettement**¹¹⁸ sur le petit cycle de l'eau, où le retour sur investissement est plus mesurable, mais également de soutenir des

¹¹⁵ Sources : Note de la DG trésor, du SGPE, de la DRFIP Nouvelle Aquitaine et de l'étude 2025 de l'OFB sur la récupération des coûts

¹¹⁶ <https://www.eaufrance.fr/chiffres-cles/prix-moyen-global-de-leau-au-1er-janvier-2024>

¹¹⁷ <https://www.banquedesterritoires.fr/sites/default/files/2025-10/Banque-des-territoires-Observatoire-sur-eau-2025.pdf>

¹¹⁸ Sources : Entretien Banque des territoires, et documents banque des territoires

projets lourds qui restent difficilement finançables uniquement par subventions et d'accompagner la montée en puissance des grandes opérations portées par des régies ou syndicats structurés.

[128] **L'Aqua Prêt s'est progressivement imposé comme un outil de financement des investissements liés à l'eau potable**, en particulier pour les projets de traitement, de potabilisation et de sécurisation de la ressource. Entre 2019 et 2025, le volume et le montant des Aqua Prêts accordés ont connu une augmentation très significative, avec une accélération marquée à partir de 2024 et surtout en 2025.

[129] **En 2025, plus de 230 Aqua Prêts ont été mobilisés pour des projets d'eau potable, représentant plus de 1,4Md€, contre moins de 100 projets et environ 90 à 150M€ par an sur la période 2021-2022.** Cette dynamique est encore plus marquée pour les usines de potabilisation, qui concentrent à elles seules plus de 1Md€ de prêts en 2025, traduisant une montée en puissance de projets lourds et structurants.

[130] Les caractéristiques financières de l'Aqua Prêt répondent aux contraintes structurelles des collectivités dans le domaine de l'eau :

- Durées longues (25 à 30 ans, voir plus), compatibles avec la durée de vie des infrastructures,
- Absence de subvention associée, positionnant l'Aqua Prêt comme un outil de dette et non comme un mécanisme d'aide directe,
- Ciblage prioritaire des investissements structurants : usines de traitement, sécurisation de captages, rénovation lourde d'ouvrages, réseaux associés.

[131] Les exemples analysés montrent que l'Aqua Prêt est mobilisé aussi bien par de petites collectivités rurales (ex. Mieussy, Fernoël) que par de grandes intercommunalités ou syndicats (Grand Annecy, SEDIF), ce qui confirme une large accessibilité du dispositif, sous réserve de projets techniquement matures et juridiquement sécurisés.

[132] En revanche, l'Aqua Prêt intervient majoritairement en phase aval, lorsque les projets sont suffisamment avancés. **Il ne compense pas, à lui seul, les difficultés en amont liées à l'ingénierie, à la structuration des projets ou à la capacité de maîtrise d'ouvrage**, en particulier dans les territoires les plus fragiles.

[133] Il paraît pertinent de mobiliser en priorité les ressources propres du service de l'eau en s'appuyant sur l'Aquaprêt, complété par des aides publiques, notamment des agences de l'eau, sous forme de subventions. Ces aides peuvent être posées comme une condition à la mobilisation des prêts de long terme comme cela a été fait sur certains territoires comme la Corrèze, afin de renforcer la solidarité et de maintenir un niveau d'accès à l'eau potable équitable pour l'ensemble de la population française.

2.2.6 La Banque européenne d'investissement (BEI) pourrait contribuer au financement d'importants investissements.

[134] La Banque européenne d'investissement (BEI) met en avant un portefeuille important et en progression et une présente structurante en France (plus de 1 500 projets financés au total), avec une concentration de son activité sur l'action climatique et des opérations eau ciblées.

[135] S'agissant plus spécifiquement de l'eau, l'exemple récent du programme "SEDIF EAU POTABLE" illustre la logique d'intervention BEI sur des opérations structurantes : un programme d'investissements 2025-2029 visant le renouvellement et la modernisation des infrastructures de production et de distribution d'eau potable, avec une contribution BEI annoncée à 150 M€/an.

[136] Le bilan dressé met en évidence un paradoxe, alors que les besoins d'investissement dans le secteur de l'eau sont considérables et structurels, les financements BEI mobilisés restent limités (environ 150 à 200 M€ sur les 10 dernières années), au regard à la fois des capacités offertes par la BEI et du volume total de ses interventions en France.

[137] Plusieurs freins structurels et institutionnels ont été identifiés, appelant des leviers d'action ciblés pour adapter les modalités d'intervention de la BEI à la fragmentation du secteur français de l'eau

[138] Le morcellement extrême du secteur constitue un obstacle majeur à l'accès direct aux prêts BEI, compte tenu des seuils minimaux requis pour les prêts directs. Pour y répondre, la BEI identifie comme levier prioritaire le regroupement de projets, à travers plusieurs outils complémentaires :

- Développement des prêts-cadres (framework loans / pre-caps), permettant d'agréger des projets de petite taille autour de thématiques homogènes (eau potable, assainissement, lutte contre les pollutions), sur des périodes pluriannuelles de 5 à 7 ans.
- Montage de contrats de financement multiples dans une opération groupée, associant plusieurs collectivités avec des projets (Autour d'une région, d'une agence de l'eau, ...), afin d'atteindre une taille critique compatible avec les critères BEI (100M€).
- Exploration de prêts souverains à l'État français, destinés à être redistribués aux collectivités locales, sur le modèle de pratiques déjà déployées dans d'autres États membres (Allemagne, Belgique, Pays-Bas), et encore inexistantes en France, ou auprès d'un opérateur de l'Etat type agence de l'eau.

[139] **Ces approches visent à dépasser la logique projet par projet, peu adaptée au contexte français, au profit d'une logique de programmes d'investissement structurés.**

[140] Dans son audition la BEI souligne une faible intégration institutionnelle de la BEI dans la gouvernance française de l'eau, notamment l'absence de partenariat historique avec le ministère en charge de l'environnement. Pour améliorer la mobilisation des prêts BEI, plusieurs pistes sont avancées, renforcer le rôle des agences de l'eau comme intermédiaires potentiels, construire des documents-cadres nationaux reproductibles et définir une stratégie nationale claire à 10 ans sur l'eau.

[141] **La meilleure mobilisation des prêts BEI en France dans le secteur de l'eau repose moins sur une évolution des outils financiers que sur une réorganisation de la demande : regroupement des projets, clarification stratégique nationale, renforcement de l'ingénierie amont et intégration institutionnelle accrue. La BEI se positionne ainsi non seulement comme financeur de long terme, mais comme acteur structurant de la transformation du modèle d'investissement de l'eau.**

2.2.7 Quelle condition de taille des structures de traitement des eaux pour assoir un modèle économique ?

[142] La taille des structures PRDPDE en France est en moyenne plus faible que dans les autres pays européens. En milieu rural, notamment là où les besoins sont importants et où existent des retards d'investissement, il est difficile d'asseoir un modèle économique viable et de mobiliser l'endettement pour financer et amortir les infrastructures sur leur durée de vie.

[143] En retenant une hypothèse d'augmentation du prix de l'eau de 35 % (25 % sur l'assainissement et 50% sur l'eau potable), le prix passerait ainsi de 4,70€/m³ à 6,33€/m³.

[144] La mission a croisé ces éléments avec les capacités d'autofinancement des collectivités locales, sur la base des documents du Trésor ou de la DRFIP Nouvelle-Aquitaine mentionnés ci-dessus, et intégré les évolutions de prix moyens fournies par le site Eau France, ainsi que l'analyse des coûts moyens en fonction de la taille des structures, en estimant que le niveau moyen d'endettement des structures se situe dans la moyenne nationale, soit une dette de 12 €/m³ d'eau potable distribué.

[145] **Elle constate que les unités de traitement et de transfert de l'eau potable doivent atteindre, a minima, une taille comprise entre 150 000 et 200 000 équivalents habitants¹¹⁹ pour pouvoir amortir sur 40 ans les investissements nécessaires sur le territoire, dans une médiane de coûts située entre les scénarios 2 et 3 et maintenir le niveau moyen du prix de l'eau.**

¹¹⁹ Sources : Analyse croisée chiffre DRFIF, Trésors, DB et Etude OFB 2025 sur la récupération des coûts des services de l'eau

[146] Pour les collectivités de moins de 50 000 habitants, cela nécessite, pour celles qui se situent au prix moyen, un soutien minimal de 80% de subventions afin de contenir l'augmentation du prix de l'eau à 37 %. En dessous de ce seuil, l'augmentation du prix de l'eau liée à l'amortissement des infrastructures devient exponentielle y compris avec des subventions au taux maximum.

[147] Dans le cadre du regroupement des PRPDE, notamment sur les territoires en forte tension liés aux pesticides, où le recours à des traitements curatifs sera nécessaire, une taille critique d'environ 150 000 habitants apparaît indispensable.

3 Les mécanismes fiscaux pollueur-payeur devront être renforcés

3.1 Récemment créée, la redevance PFAS pourrait être mobilisée davantage en augmentant l'assiette et son rendement

3.1.1 Présentation de la redevance PFAS

[148] La loi n° 2025-188 du 27 février 2025 vise à renforcer la protection de la population et de l'environnement contre les risques liés aux substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS), en encadrant leur utilisation, en réduisant leurs rejets et en améliorant la connaissance de leur présence dans les milieux, notamment aquatiques.

[149] Une redevance spécifique sur les rejets de PFAS dans l'eau est instituée¹²⁰ :

- assise sur la masse annuelle rejetée ;
- seuil de perception fixé à 100 grammes ;
- tarif fixé à 100 euros par tranche de 100 grammes.

[150] Ce dispositif vise à internaliser les coûts environnementaux et à inciter à la réduction des rejets. **Selon la DEB, le rendement de la redevance pour l'année 2026 serait de l'ordre de 5 millions d'euros. Ceci s'explique par la délocalisation et la fermeture de sites qui produisaient des PFAS en France.**

3.1.2 Une évolution de la redevance PFAS pourrait augmenter les ressources de 100 M€/an.

[151] Dans sa conception initiale, la proposition de loi sur les PFAS reposait sur une logique explicite de **mobilisation de ressources financières en application du principe pollueur-payeur**, avec un objectif central : **anticiper et absorber les coûts élevés de traitement de la pollution aux PFAS**, en particulier pour les services publics d'eau potable et d'assainissement.

[152] Au-delà de son caractère incitatif, cette redevance peut être pensée comme :

- une ressource pérenne pour les agences de l'eau,
- un mécanisme indirect de soutien aux collectivités, confrontées à des investissements importants pour garantir la qualité de l'eau,
- un instrument permettant d'anticiper un « mur d'investissement » lié à la mise en conformité sanitaire.

[153] L'objectif pourrait reposer ainsi sur une articulation entre **responsabilisation des industriels et financement des politiques de dépollution** permettant de :

- faire de la redevance un outil de redistribution territoriale, via les agences de l'eau ;
- soutenir les collectivités confrontées à des dépassements de normes et à des investissements lourds (traitement, interconnexions, nouvelles ressources).

¹²⁰ Source : arrêté ministériel

[154] Ainsi, la proposition s'inscrit dans une logique de solidarité amont-aval, où les émetteurs financent les coûts supportés par les territoires.

[155] La redevance sur les rejets de PFAS prévoit :

- une assiette fondée sur la masse rejetée,
- un seuil de perception (100g),
- un tarif fixé à 100€/100g.

[156] **Toutefois, dans la loi, la redevance apparaît davantage comme un instrument incitatif sectoriel que comme un levier structurant de financement. Son rendement potentiel et son affectation ne sont pas explicitement articulés avec les besoins de financement des collectivités.**

[157] La proposition consiste à élargir la portée de la redevance, par rapport au texte publié, afin d'organiser un financement pérenne et anticipé de la dépollution. Elle vise à mettre en place un mécanisme de financement dédié aux collectivités, couvrant à la fois la réduction à la source et le traitement des stocks de PFAS dans l'eau. Ce mécanisme s'appuierait sur les programmes des agences de l'eau, afin de garantir une solidarité territoriale dans la prise en charge des coûts d'investissement, tant curatifs que préventifs, liés au traitement des PFAS.

[158] Il s'agit donc de prévoir un élargissement de l'assiette de la redevance, afin d'inclure l'ensemble des acteurs concernés par l'utilisation des PFAS dans les procédés industriels, en fonction de leur niveau de rejet. Cette assiette serait définie à partir des données issues des campagnes de surveillance des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), notamment celles prévues à l'horizon 2026. Ce dispositif permettrait de renforcer le principe pollueur-payeur, conformément aux attentes des citoyens.

[159] **Ainsi, la redevance aurait pour objectif, à court terme, de générer un produit annuel de l'ordre de 100 millions d'euros/an et pourrait être mise en place progressivement dès l'année 2027. Sa création suppose une base législative *ad hoc*, complétée par un arrêté ou, le cas échéant, un décret précisant son assiette et ses modalités de calcul.**

3.2 Une responsabilité élargie du producteur pourrait être prévue dans le cadre de la DERU2

[160] La proposition de la création d'une responsabilité élargie du producteur (REP) « micropolluants » non comme une taxe affectée au sens classique, mais comme un **dispositif de responsabilité élargie des producteurs adossé à une ou plusieurs organisations agréées**, chargé de financer une part majoritaire du traitement quaternaire des eaux usées urbaines rendu obligatoire par la nouvelle DERU. **Cette proposition est reprise du rapport sur la DERU2 de mars 2025 de l'IGA et de l'IGEDD¹²¹.**

3.2.1 L'objectif de la responsabilité élargie du producteur (REP)

[161] **La proposition vise à créer une filière de responsabilité élargie des producteurs (REP) dédiée aux micropolluants, non pas sous la forme d'une taxe classique, mais via un dispositif reposant sur des éco-organismes agréés.** Cette REP aurait pour finalité principale de financer le traitement quaternaire des eaux usées urbaines rendu obligatoire par la directive européenne révisée relative aux eaux résiduaires urbaines (DERU)¹²².

[162] Le fondement juridique repose sur le principe pollueur-payeur, la directive imposant aux producteurs des secteurs pharmaceutique et cosmétique de couvrir au moins 80 % des coûts d'investissement et d'exploitation liés à l'élimination des micropolluants. Les contributions seraient

¹²¹ Source rapport IGA/IGEDD de mars 2025 sur la mise en œuvre de ERU2

¹²² Source document de la DEB sur la mise en œuvre de la REP

modulées selon les quantités mises sur le marché et la dangerosité des substances, avec des exemptions possibles pour certains produits (faibles volumes, biodégradabilité rapide).

[163] La REP poursuit un double objectif : d'une part, un objectif financier et curatif visant à assurer le financement du traitement des micropolluants ; d'autre part, un objectif incitatif visant à encourager la réduction à la source via l'écoconception ou la substitution. Toutefois, l'effet incitatif pourrait rester limité, notamment dans le secteur pharmaceutique, ce qui conforte le rôle prioritaire de la REP comme outil de financement.

[164] Sur le plan juridique et institutionnel, le modèle privilégié est celui d'un éco-organisme agréé, de droit privé et à but non lucratif, chargé de collecter les contributions et de contractualiser avec les acteurs de l'assainissement. Une solution hybride apparaît particulièrement adaptée : l'éco-organisme assurerait la collecte, tandis que les agences de l'eau interviendraient dans la redistribution des fonds, l'accompagnement technique et la planification des investissements. Ce schéma permet de concilier conformité au droit européen et efficacité territoriale.

[165] À l'inverse, la création d'une redevance directement portée par les agences de l'eau est jugée juridiquement plus fragile, car assimilable à une imposition, moins compatible avec la logique européenne de responsabilité directe des producteurs.

[166] D'un point de vue économique, les montants en jeu sont significatifs : **la future REP pourrait représenter jusqu'à 17 à 25% des écocontributions en France**, avec des besoins estimés à plusieurs milliards d'euros à l'échelle européenne à horizon 2045. La REP présente l'avantage d'un mécanisme adaptable, permettant d'ajuster les contributions en fonction des coûts réels et des évolutions réglementaires.

3.2.2 Un besoin de 13 milliards d'euros financé par une REP de 530M€/an

[167] Les besoins de financement liés à la mise en œuvre de la directive « eaux résiduaires urbaines » (DRU2) sont estimés à **13 milliards d'euros**. Ces investissements concernent notamment l'amélioration du traitement des eaux usées urbaines, incluant la réduction à la source des polluants ainsi que la mise en place de traitements avancés, dits **quaternaires**, visant à éliminer les micropolluants.

[168] Rapporté sur 20 ans, ce besoin représente environ **663 millions d'euros par an**, soit un coût moyen de l'ordre de **0,20€ par m³ d'eau facturé**.

[169] Dans l'hypothèse où le mécanisme de **responsabilité élargie du producteur (REP)** couvrirait **80% des dépenses**, la contribution correspondante s'élèverait à environ **0,16€ par m³**, soit près de **530 millions d'euros par an** pris en charge par ce dispositif.

[170] Le solde, soit environ **20% des coûts**, resterait à financer via le prix de l'eau. Cela représente en moyenne nationale un reste à charge d'environ **0,04€ par m³**, qui devrait être couvert par les **collectivités responsables de la production et de la distribution des eaux (PRPDE)**.

[171] **La REP aurait donc vocation à financer et à mobiliser 530 millions d'euros par an d'aides au bénéfice des collectivités locales, dans le cadre d'une prise en charge à hauteur de 80% des coûts liés à la mise en œuvre de la DERU2.**

3.3 Evolution du financement des agences de l'eau

3.3.1 Mobiliser la taxe GEMAPI pour financer la solidarité de bassin

[172] La taxe pour la gestion des milieux aquatiques et la prévention des inondations (GEMAPI) constitue une ressource fiscale facultative mobilisable par les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) à fiscalité propre. **En 2021, les EPCI ayant institué cette taxe ont perçu un produit global estimé à environ 275 millions d'euros**. Ce montant est issu des données consolidées par la Direction générale des collectivités locales (DGCL), publiées dans un bulletin statistique financier

retracant l'évolution du produit de la taxe sur la période 2017-2021. **Le produit moyen par habitant assujéti s'est élevé, la même année, à environ 7,5 euros, traduisant un niveau de mobilisation modéré de cet outil fiscal dans les territoires concernés.**

[173] **Depuis sa mise en œuvre, la taxe GEMAPI a connu une progression rapide de son rendement. Le produit est ainsi passé d'environ 25 millions d'euros en 2017 à 275 millions d'euros en 2021**, d'après le rapport annuel de la Cour des comptes de 2023 soit une multiplication par près de onze en quatre ans. Des éléments plus récents, issus notamment de travaux parlementaires du Sénat en 2025, indiquent que cette dynamique s'est poursuivie après 2018, avec un triplement du produit entre 2018 et 2023 soit de l'ordre aujourd'hui de 800 millions d'euros.

[174] **L'appropriation de la taxe GEMAPI par les collectivités s'est effectuée de manière progressive.** En 2017, seuls 38 EPCI à fiscalité propre avaient institué cette taxe. En 2021, ce nombre atteignait 665 EPCI, soit environ 53 % de l'ensemble des EPCI à fiscalité propre, sur un total d'environ 1 253 structures recensées par la DGCL Ces EPCI représentaient, en 2021, une couverture populationnelle supérieure à 36 millions d'habitants, correspondant à plus de la moitié de la population française.

[175] **Des données plus récentes, issues de contributions de la DGCL pour les exercices 2024-2025, indiquent qu'environ trois quarts des EPCI à fiscalité propre lèveraient désormais la taxe GEMAPI.** Cette évolution témoigne d'une généralisation progressive de cet instrument fiscal, bien que son activation et son niveau de mobilisation demeurent variables selon les territoires.

Encadré 5 : Données sur la taxe GEMAPI

Recettes totales observées en 2021	275 M€
Produit moyen par habitant (2021)	7,5 € / hab.
Nombre d'EPCI percevant la taxe en 2017	38
Nombre d'EPCI percevant la taxe en 2021	665 (~53 % des EPCI)
Couverture populationnelle (2021)	> 36 Millions d'habitants
Tendance récente (2024)	~75 % des EPCI lèvent la taxe

Source : *Contributions de la DGCL pour les exercices 2024-2025*

[176] Son produit est exclusivement destiné au financement des missions relevant de la compétence de gestion des milieux aquatiques et de prévention des inondations. Le niveau de produit observé demeure sensiblement inférieur à son potentiel théorique maximal, ce qui s'explique à la fois par le fait que l'ensemble des EPCI n'a pas encore institué la taxe et par des choix politiques locaux conduisant à fixer des taux modérés. Il reste encore loin du potentiel de prélèvement, qui s'élève, sur la base d'un plafond de 40 € par habitant, à environ 2,6 milliards d'euros par an.

[177] **La proposition de la mission est de mobiliser 10 € par habitant, soit de l'ordre de 650 M€ via une surtaxe destinée aux agences de l'eau, afin de contribuer au financement du grand cycle de l'eau par ces dernières et de dégager, en contrepartie, 650 M€ au profit du financement de l'eau potable dans les ressources des agences de l'eau.**

[178] Aujourd'hui, le financement du grand cycle de l'eau (environ 1,9 milliard d'euros) est largement assuré par les agences de l'eau via la facture d'eau. **Il apparaît, par principe, cohérent de mobiliser davantage la taxe GEMAPI — dont c'est la vocation — pour contribuer à ce financement, au regard des enjeux et du mur d'investissement nécessaire à la sécurisation de l'eau potable, sans fragiliser les besoins financiers liés aux milieux aquatiques et la sécurisation qualitative et quantitative de la ressource en eau.**

3.3.2 Couplage avec une évolution des redevances des agences de l'eau¹²³

[179] L'augmentation du prix de l'eau se doit d'être couplée à une trajectoire progressive d'évolution des redevances des agences de l'eau, selon deux modalités possibles :

- soit en fonction de l'augmentation du prix de l'eau ;
- soit en fonction du niveau du prix de l'eau par rapport à la moyenne nationale (plus le prix est faible, plus le taux de contribution serait élevé).

[180] Il pourrait également être envisagé d'introduire une modulation tenant compte des besoins en travaux et du niveau d'exposition aux investissements à réaliser. Cependant, un tel mécanisme apparaîtrait particulièrement complexe à suivre et à mettre en œuvre.

[181] Afin de ne pas multiplier les variantes de présentation, la mission n'explicite ici le calcul que pour l'hypothèse de hausse du prix de l'eau correspondant au scénario de référence retenu. Les autres hypothèses pourraient être déclinées selon le même principe de couplage proportionnel entre évolution du prix de l'eau et évolution des redevances

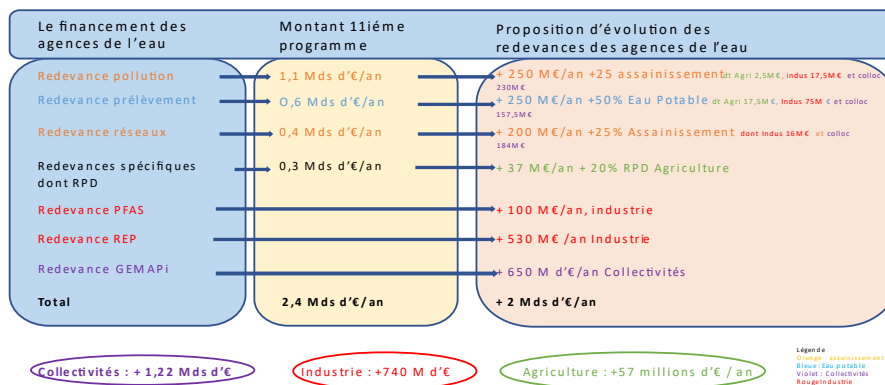
[182] La mission propose de retenir un principe relativement simple : une augmentation proportionnelle des redevances liée à l'évolution du prix de l'eau. Pour les redevances de pollution et de prélèvement, cela conduit aux augmentations suivantes :

- **Redevances pour pollution** : actuellement de 1,1Md€, assises sur l'assainissement. Une augmentation de 25% représenterait **+250M€/an**, dont 230M€ pour les collectivités (agriculture : 2,5M€ ; industrie : 17,5M€).
- **Redevances pour prélèvement** : actuellement de 0,6Md€, assises sur la facture d'eau. Une augmentation de 50% représenterait **+250 M€/an**, dont 157,5M€ pour les collectivités (agriculture : 17,5M€ ; industrie : 75M€).
- **Redevance pour modernisation des réseaux** : actuellement de 0,4Md€, assise sur la redevance d'assainissement. Une augmentation de 25% représenterait **+200M€/an**, dont 184M€ pour les collectivités (agriculture : 0 ; industrie : 16M€).
- **Redevances spécifiques (phytosanitaire, obstacles, autres)** : actuellement de 0,3Md€. Une augmentation de 20% de la redevance pour pollution diffuse (RPD) sur les ventes de pesticides, actuellement de 180M€, représenterait **+37M€**, conformément aux engagements du plan eau.

¹²³ Sources : agences de l'eau/ DEB



Evolution des redevances des agences de l'eau



16/04/2026

18

[183] Cette augmentation contribue à renforcer la solidarité et est intégrée à l'évolution du prix de l'eau et de l'assainissement pour les collectivités. Elle représente ainsi une contribution supplémentaire de **787 M€ par an** au profit de la solidarité de bassin via les agences de l'eau, afin de faciliter les investissements là où les besoins sont les plus importants et les moyens les plus limités, tout en maintenant un prix de l'eau équitable pour tous.

[184] En contribution nette au modèle économique de l'eau, cela correspond à **285 M€ supplémentaires**, afin d'éviter de compter en double les montants déjà intégrés dans le prix de l'eau payé aux collectivités PRPDE.

[185] L'augmentation de la solidarité via les agences de l'eau permettrait un accompagnement des projets curatifs et préventifs à hauteur de 1,28 milliard d'euros par an, afin de soutenir des besoins estimés entre 6,5 et 12,2 milliards d'euros par an.

3.3.3 Une piste qui mériterait d'être expertisée : une Contribution Volontaire des Entreprises producteurs d'eau en bouteille

[186] La **contribution volontaire des entreprises (CVE)** constitue un instrument de financement collectif mobilisé dans diverses politiques publiques, notamment environnementales, reposant sur une **logique contractuelle plutôt que fiscale**. La CVE ne procède pas d'une obligation légale générale mais de l'adhésion volontaire des entreprises à des démarches d'engagements de filière ou d'engagement local, et implique une formalisation par voie de conventions ou d'accords collectifs.

[187] La **vente d'eau potable en bouteille en France concerne 9 milliards de litres par an¹²⁴ pour un prix moyen de 0,26 €/litre**, ce qui représente **2,5 Mds d'€ de chiffre d'affaires**. Une contribution pourrait être instaurée sur la vente des bouteilles d'eau auprès des producteurs d'eau en bouteille, qui **bénéficient des politiques publiques de préservation de la ressource en eau utilisée pour la production d'eau embouteillée**, avec une redistribution destinée à financer des PSE ou des mesures agro-environnementales auprès des agriculteurs pour préserver des captages

¹²⁴ Source : Oieau

[188] La mise en œuvre d'une CVE suppose l'existence d'un cadre formalisé précisant les conditions de participation des entreprises, l'assiette et le montant des contributions, ainsi que leur affectation. Un porteur de dispositif doit être identifié – qu'il s'agisse d'un organisme public, d'un éco-organisme ou d'une structure de gouvernance partenariale – afin d'assurer la gestion des fonds et le suivi des actions financées. La traçabilité des contributions et la transparence de leur utilisation constituent des exigences centrales. Le recours à une CVE doit respecter les règles du droit de la concurrence et, le cas échéant, les exigences du droit européen en matière d'aides d'État.

[189] A ce jour, les initiatives existantes relèvent de démarches individuelles d'entreprises, fondées sur des relations contractuelles directes avec les acteurs locaux, plutôt que sur des mécanismes mutualisés. Pour autant, dans un contexte marqué par le renforcement des exigences environnementales et la montée en puissance des logiques de responsabilité des entreprises, le développement de mécanismes hybrides, articulant financements publics et contributions privées volontaires, apparaît comme une perspective crédible. **La structuration de telles contributions, à travers des dispositifs collectifs transparents, pourrait ainsi constituer un levier pertinent pour renforcer le financement des services environnementaux, en complément des outils existants des politiques de l'eau.**

4 Cette hausse des recettes doit s'accompagner d'une stratégie de financement de la politique publique de l'eau

4.1 La nécessaire clarification du rôle des agences de l'eau dans la réduction des inégalités territoriales

[190] Les besoins de financement de la dépollution de l'eau ne remettent pas en cause le rôle central du financement de la politique de l'eau par les agences de l'eau mais nécessite de mobiliser davantage la solidarité inter-bassins pour faire face aux besoins nouveaux et aux inégalités territoriales, qui peuvent être importantes entre le nord et le sud, entre les bassins urbains et les bassins ruraux, ainsi qu'entre les bassins industriels et agricoles. **Dans ce but, il peut être envisagé de créer un fonds inter-bassins, alimenté par les moyens nouveaux mobilisés au niveau des agences de l'eau.**

[191] Les modalités des nouvelles taxes, comme la taxe PFAS ou la redevance pour pollution diffuse (RPD) notamment, sont gérées au niveau national, avec une mutualisation des outils de redevances. **Il s'agirait d'ajouter une part de solidarité inter-bassins dans la gestion inter-agences de l'eau.**

[192] Cette enveloppe pourrait être abondée par une part de la taxe PFAS, gérée par une agence de l'eau, et redistribuée aux agences devant développer des actions curatives importantes. Ce fonds pourrait être pluriannuel et représenter environ 30 % des recettes issues de la taxe PFAS. Il serait redistribué en fonction de critères liés à l'accompagnement des crises industrielles liées aux polluants émergents, comme cela a pu être observé à Lyon ou plus récemment dans la Meuse, dans des situations de pollution extrême. Ses modalités et ses conditions pourront évoluer en fonction des besoins.

[193] **La création d'un fonds inter-agences de l'eau peut s'inscrire dans le cadre d'une révision du code de l'environnement ou en loi de finances.** Elle peut prendre la forme de la création d'un compte ou fonds dédié (compte d'affectation spéciale ou fonds sans personnalité morale), avec la définition de ses ressources (fraction de redevances, taxe PFAS, etc.). Enfin, il sera nécessaire de préciser ses modalités de gestion (désignation d'une agence gestionnaire). Des points de vigilance demeurent sur le respect du principe constitutionnel d'affectation des redevances des agences à leur bassin (principe historiquement fort du modèle français de l'eau).

[194] **Une autre solution est la convention de mutualisation entre agences.** Les agences de l'eau sont des établissements publics administratifs de l'État (EPA). Elles peuvent conclure entre elles des conventions de coopération. Une convention inter-agences peut organiser un fonds commun (sans personnalité juridique propre), avec une gestion déléguée à une agence chef de file, avec des contributions volontaires ou fléchées (ex : part de taxe PFAS). Cette solution présente des limites

juridiques au vu de la nécessité de rester dans les missions statutaires des agences et de garantir l'autonomie financière de chaque agence.

[195] **Une troisième option est un mécanisme de péréquation organisé par l'État** via le prélèvement sur certaines agences et la redistribution selon des critères nationaux. Cette solution présente l'avantage d'être simple à mettre en œuvre juridiquement et avec un pilotage centralisé. Elle présente aussi l'inconvénient de pouvoir être perçue comme une remise en cause du modèle de bassin et moins opérationnel pour une gestion fine de projets. Ceci nécessitera de l'inscrire également dans l'arrêté de dépenses relatif aux programmes des agences de l'eau.

[196] Quel que soit le montage retenu, la gestion opérationnelle par une agence est possible mais nécessite un mandat clair (gestion pour compte de tiers publics) et la traçabilité comptable (budget annexe ou comptabilité analytique dédiée) apparenté à mandat de gestion entre personnes publiques.

4.2 Homogénéiser les doctrines et élargir les possibilités de financement de l'eau potable dans le cadre des 12ièmes programmes des agences de l'eau

[197] La mise en œuvre d'actions préventives anticipées ne suffira pas, compte tenu des stocks de pollution existants et de la rémanence des substances — notamment dans les nappes — pour obtenir des résultats à court terme. **Elle impliquera donc, en parallèle, un besoin accru de traitement de l'eau potable en France**, pour une partie des installations de production d'eau potable présentant notamment des non-conformités liées à des substances déjà interdites mais persistantes.

[198] Ces situations nécessitent la mise en place de traitements adaptés et/ou le recours à des interconnexions et à des dilutions, qui ne permettent toutefois plus toujours de garantir une eau distribuée conforme aux normes de qualité. Ces investissements nécessiteront une solidarité interbassins importante si l'on souhaite maintenir un prix d'accès à l'eau potable équitable pour tous.

[199] **Dans cette perspective, la solidarité des agences de l'eau gagnerait à être articulée à un effort minimal de financement par les services eux-mêmes. Il pourrait ainsi être envisagé de conditionner certaines aides à un niveau minimal d'effort tarifaire**, apprécié au regard du prix moyen national ou de seuils d'alerte, afin d'éviter que la solidarité ne se substitue durablement à l'autofinancement des services lorsqu'il demeure mobilisable.

[200] Par ailleurs, les aides pourraient être conditionnées à une taille minimale de service, ou à un effort de mutualisation.

[201] **En contrepartie, des budgets seraient dédiés spécifiquement au financement des infrastructures de traitement de l'eau potable, et non plus à titre dérogatoire.**

5 Rapprochement des besoins de financement avec les recettes potentielles

[202] L'analyse des leviers de financement mobilisables met en évidence un potentiel de **recettes supplémentaires de l'ordre de 7Md€ par an**, reposant sur plusieurs sources complémentaires.

[203] En premier lieu, des recettes nouvelles pourraient être issues de mécanismes spécifiques ou sectoriels, notamment :

- une contribution liée aux **PFAS**, estimée à **100M€ par an** ; qui pourrait financer le soutien aux investissements nécessaires pour réduire la pollution à la source des PFAS dans l'industrie
- la mise en œuvre de dispositifs de **responsabilité élargie du producteur (REP)**, à hauteur de **530M€ par an**, pour financer la DERU2
- la mobilisation du levier fiscal associé à la **GEMAPI**, pour un montant de **650M€ par an**, afin de **favoriser le financement de la biodiversité, de la gestion quantitative de l'eau et des milieux par les agences de l'eau par d'autres sources que le prix de l'eau qui sera mobilisé sur l'eau potable.**

[204] À ces ressources s'ajouterait une **évolution de la tarification des services d'eau, qui dépendra des besoins (en fonction du scénario retenu)** et des décisions des collectivités concernées. Dans l'hypothèse d'une augmentation du prix de l'eau potable de 50 % et de l'assainissement de 25 % en moyenne, cela générerait environ 5,3 Md€ de recettes supplémentaires, ainsi qu'une hausse des redevances des agences de l'eau (pollution et gestion quantitative), estimée à 586 M€ par an.

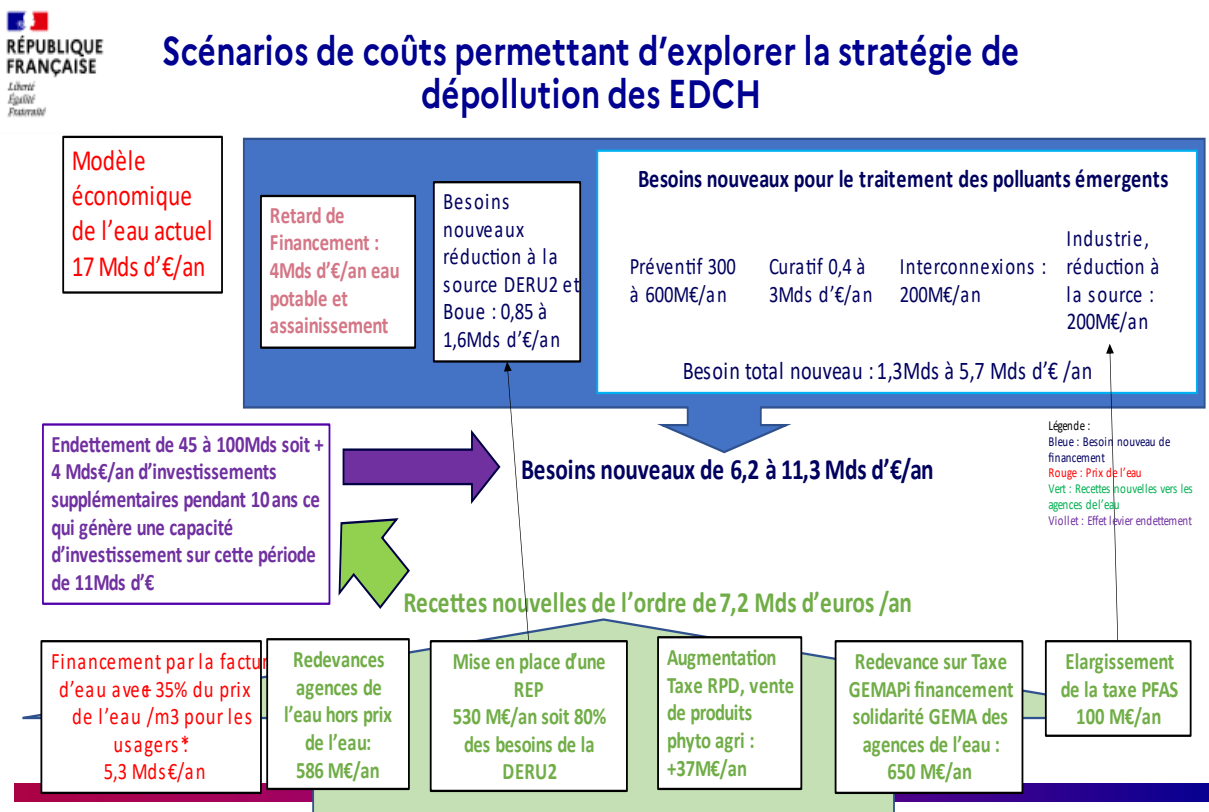
[205] Au total, ces mesures permettraient de mobiliser environ **7Md€ de recettes supplémentaires**.

[206] En regard, les besoins de financement apparaissent particulièrement élevés et en forte croissance. Ils se décomposent notamment comme suit :

- les besoins liés au **traitement des polluants émergents, notamment les PFAS**, sont estimés par la mission selon les scénarios à une médiane qui varie de 1,3 à 5,7Mds d'€ supplémentaires par an ;
- la mise en conformité avec la directive relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (**DERU 2**) qui représente un besoin supplémentaire estimé à **663M€ par an**, hors gestion des boues ;
- le rattrapage du **retard structurel d'investissement** dans le renouvellement des infrastructures est évalué à environ **4Md€ par an** ;

[207] Ainsi, le besoin minimal de financement peut être estimé à **6,2Md€ par an** et peut selon les scénarios aller jusqu'à 11,3Mds d'€/an.

Schéma 1 : Schéma de synthèse du rapprochement entre besoins et recettes potentielles



18/04/2026

15

Source : Mission

[208] Une augmentation de la capacité d'emprunt constitue un amortisseur important, mais nécessairement transitoire. Dans l'hypothèse d'un recours accru à l'emprunt de long terme, soutenu par la Banque des territoires et la Banque européenne d'investissement, l'encours de dette du secteur pourrait passer d'environ 45 Md€ aujourd'hui à **100 Md€ à horizon de dix ans**. Une telle trajectoire permettrait de dégager une capacité supplémentaire d'investissement de l'ordre de 4 Md€ par an sur cette période, afin de lisser le pic d'investissement et de résorber une partie du retard accumulé. Elle ne serait toutefois soutenable qu'à la condition d'être accompagnée d'une hausse progressive du prix de l'eau, d'une massification des projets et d'une montée en échelle des services.

[209] La comparaison entre les ressources mobilisables et les besoins met en évidence un **déséquilibre persistant** : même dans une hypothèse de mobilisation maximale des leviers identifiés, les recettes supplémentaires (7 Md€) **ne permettent pas de couvrir l'intégralité des besoins estimés entre 6,2 et 11,3 Md€/an**.