

Comment partager l'eau en France ?

À l'ère de l'anthropocène

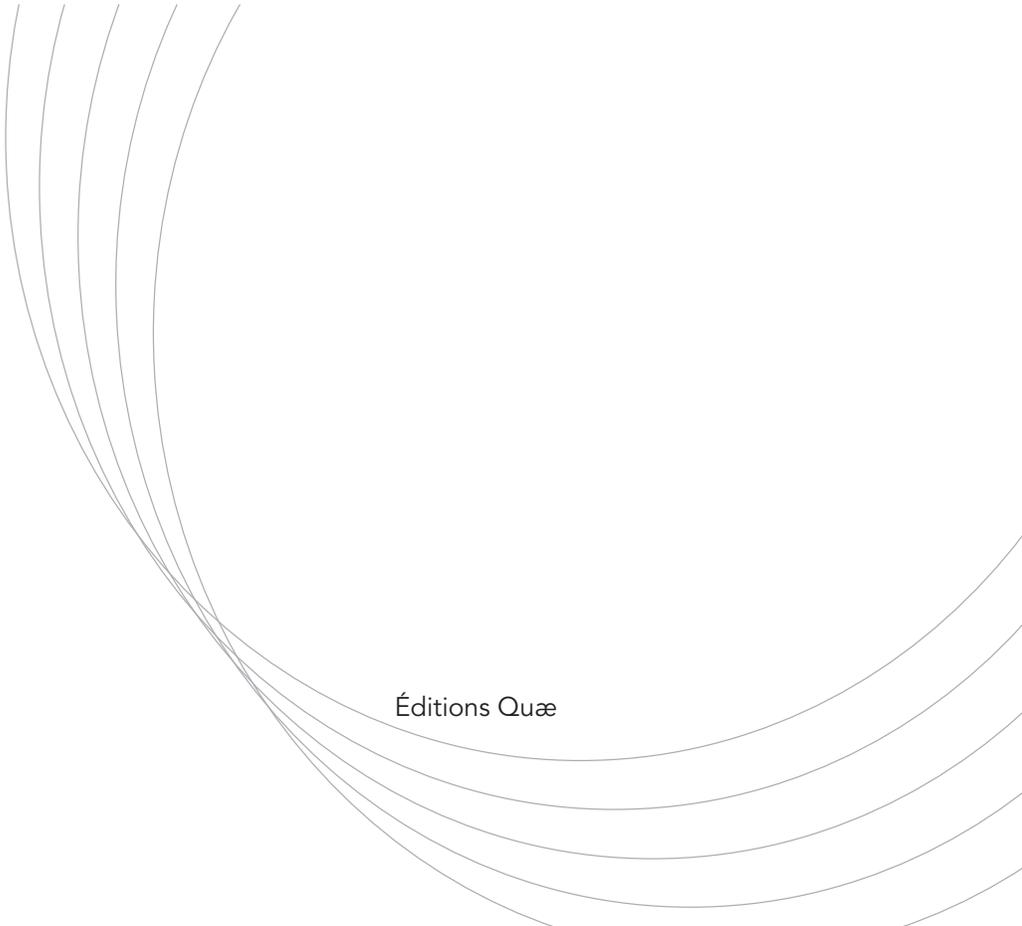
Sami Bouarfa, Marielle Montginoul,
Thomas Pelte, Éric Sauquet, coord.



Comment partager l'eau en France ?

À l'ère de l'anthropocène

Sami Bouarfa, Marielle Montginoul,
Thomas Pelte, Éric Sauquet, coord.

A decorative graphic consisting of several thin, light gray curved lines that sweep across the bottom half of the page, starting from the left and curving towards the right.

Éditions Quæ

Collection *Matière à débattre et décider*

Élevages et pâturages sous tension

Nouveaux regards sur les territoires méditerranéens et tropicaux

Alinon K., Duteurtre G., Lasseur J., Pocard-Chapuis R., coord.

2025, 262 p.

Des solutions fondées sur la nature

Une réponse aux défis environnementaux et sociétaux

Rey F.

2025, 120 p.

Vers une agriculture européenne sans pesticides

Trois scénarios à l'horizon 2050

Mora O., Berne J.-A., Drouet J.-L., Le Mouël C., Meunier C., coord.

2025, 342 p.

Pour citer cet ouvrage :

Bouarfa S., Montginoul M., Pelte T., Sauquet É. (coord.), 2025.

Comment partager l'eau en France ? À l'ère de l'anthropocène.

Versailles, éditions Quæ, 184 p.,

<https://doi.org/10.35690/978-2-7592-4099-9>

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication (<https://www.quae.com/store/page/199/processus-d-evaluation>).

La procédure d'évaluation est décrite dans Prism

(<https://directory.doabooks.org/handle/20.500.12854/25780>).

Le processus éditorial s'appuie également sur un logiciel de détection des similitudes et des textes potentiellement générés par IA.

Cet ouvrage a bénéficié du soutien financier du département AQUA d'INRAE.

Les versions numériques de cet ouvrage sont diffusées sous licence CC-by-NC-ND 4.0

(<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex, France

www.quae.com – www.quae-open.com

© Éditions Quæ, 2025

ISBN papier : 978-2-7592-4098-2 – ISBN PDF : 978-2-7592-4099-9

ISBN epub : 978-2-7592-4100-2 – ISSN : 2115-1229

Sommaire

Préface	3
Introduction	9
1. Va-t-on réellement manquer d'eau ?	11
Études de stationnarité : des observations pour comprendre les évolutions passées	12
Études d'impact : des simulations pour anticiper le futur	16
Conclusion	26
Références bibliographiques	27
2. Quelle quantité d'eau utilisons-nous ?	31
État des lieux des prélèvements et des consommations	31
Une hétérogénéité spatiale et temporelle	44
Conclusion	48
Références bibliographiques	48
3. Choisir des débits écologiques : quels compromis entre usages et milieu ?	51
Pourquoi des débits écologiques ?	51
Altérations des débits : des impacts écologiques avérés	54
Les cadres réglementaires en France	56
La pratique française dans le contexte international	57
Les limites techniques des outils et les progrès	62
Le besoin d'une approche adaptative, dynamique, spatialisée et multifactorielle	63
Pistes d'évolution concernant la réglementation et la gouvernance	65
Références bibliographiques	67
4. Comment se partager l'eau comme bien commun ?	71
Pourquoi est-ce si difficile de poser la question du partage de l'eau ?	72
Comment gérer l'eau en bien commun ?	
Principes et modalités opérationnelles	76

Face aux incertitudes multiples, comment adapter le référentiel d'action publique ?	81
Conclusion	83
Références bibliographiques	84
5. Quel horizon normatif pour les politiques de l'eau ?	87
Des politiques plus écologiques	88
Des politiques plus équitables	91
Des politiques plus démocratiques	94
Conclusion	97
Références bibliographiques	97
6. Que fait l'État lorsque l'eau vient à manquer ?	99
La gestion de crise, anatomie d'un dispositif	101
Qualifier et prévoir les situations de crise	106
La gestion des crises au concret	111
Conclusion	117
Références bibliographiques	117
7. Quelle sobriété en eau ?	119
La sobriété, soluble dans l'efficacité ?	119
Leviers incitant à la sobriété	122
Stratégies et techniques moins consommatrices	127
Conclusion	131
Références bibliographiques	132
8. L'irrigation et l'agroécologie peuvent-elles faire bon ménage ?	
Vers une irrigation multiservice	135
La situation de l'irrigation en France et les évolutions récentes	136
Qu'est-ce que l'agroécologie ?	138
À quelles conditions l'irrigation peut-elle constituer un levier pour l'agroécologie ?	141
Quelles politiques publiques promouvoir pour favoriser une irrigation multiservice ?	144
Conclusion	146
Références bibliographiques	147

9. Quelle place pour les ouvrages de stockage de l'eau dans la trajectoire des territoires ?	149
Des retenues ayant toujours des effets sur le milieu aquatique	150
Des projets de retenues devant tenir compte de leur intérêt pour la collectivité et donc à inscrire dans les démarches de concertation à l'échelle du bassin-versant	154
Dans quelles conditions peut-on envisager de nouvelles retenues ?	160
Conclusion	163
Références bibliographiques	165
10. Les eaux usées traitées : réallouer ou laisser couler ?	167
Enjeux de répartition des eaux traitées entre milieux et usages anthropiques	169
Enjeux d'usages des eaux traitées à des fins agricoles : disponibilité et efficacité	170
Répartition des coûts et intérêt collectif	172
Gestion des eaux traitées : partage et organisation collective	176
Mise en perspective au regard d'autres promesses technologiques	178
Conclusion	178
Références bibliographiques	179
Liste des auteurs	181

Préface

Mes fonctions passées d'élu local et national m'ont amené à me préoccuper du sujet de l'eau. Et j'ai vite acquis la conviction que l'eau était le marqueur du dérèglement climatique. Par ses excès, et l'actualité récente de notre pays le démontre assez, avec des inondations remarquables, notamment durant les années 2023 et 2024, et par ses manques avec les séquences de sécheresse répétées depuis le début du siècle.

Dans le cadre du Comité national de l'eau (CNE), que je préside depuis 2014, j'ai plaidé pour faire entrer le mot « anticipation » dans l'intitulé du comité de suivi hydrologique ; pas seulement comme un élément de sémantique, mais surtout comme un élément support de l'action publique (cf. chapitre 6). C'est ainsi que le Comité d'anticipation et de suivi hydrologique (Cash) a été créé par le décret du 14 mai 2021 pour que les acteurs publics de l'observation du climat et du suivi des eaux, qu'elles soient superficielles ou souterraines, renseignent les élus sur les potentielles évolutions à venir, en particulier sur les périodes de manques d'eau. L'harmonisation des décisions des préfets a ainsi été permise et les instructions concernant la gestion des sécheresses ont été clarifiées.

Le même travail restera à faire pour le risque du trop d'eau, avec un véritable rapprochement à opérer entre les deux directions du ministère de l'Écologie que sont la Direction de l'eau et de la biodiversité et la Direction générale de la prévention des risques.

C'est précisément l'intérêt du présent ouvrage dont le titre va droit au but : « Comment partager l'eau en France ? ». Cet ouvrage pose d'entrée la question de savoir si nous allons réellement avoir des manques d'eau dans notre pays (chapitre 1) et s'interroge sur la quantité d'eau que nous utilisons (chapitre 2).

Ce travail partagé d'experts qui nous est livré coïncide, et ce n'est pas un hasard, avec la fin d'une série de processus nationaux consacrés à l'eau : cette thématique a en effet été portée en haut de l'agenda politique dès 2018 avec les deux phases des assises de l'eau, le Varenne agricole de l'eau et du changement climatique (2021) et le chantier eau de la planification écologique (2022) concrétisé par le Plan eau dont les annonces ont été faites par le président de la République lui-même le 30 mars 2023 à Savines-le-Lac.

Le Plan eau met en avant la sobriété, concept développé au chapitre 7 de cet ouvrage collectif ; il l'applique de manière ambitieuse à tous les secteurs, et nos auteurs n'éludent pas le sujet sensible de l'irrigation, abordant l'agroécologie, le débat sur les réserves de substitution ainsi que sur le nécessaire multiusage de ces réserves d'eau (chapitres 8 et 9).

Cette question particulière de l'usage de l'eau (chapitre 3) a par ailleurs été habilement traitée sous l'angle des injonctions contradictoires, les milieux exigeant leur part d'eau ! et la réutilisation des eaux usées traitées (REUT, chapitre 10) ne devant pas gêner le maintien d'un débit minimum dans les cours d'eau. Curieusement, ce chapitre,

s'il montre l'étroitesse du chemin à suivre, n'évoque pas les grandes contraintes réglementaires et sanitaires qui pèsent sur un recours plus important à la REUT et qui nous laisseront loin de l'objectif de 10 % à l'horizon 2030 fixé dans le Plan eau.

L'ouvrage a aussi ce mérite de souligner la place de la notion de l'eau comme bien commun (chapitre 4) : « Si elle est investie, elle servira de terreau à un dialogue apaisé, pour un partage de l'eau qui investit le bénéfice collectif. Si elle est ignorée ou incomprise, l'exercice du partage de l'eau pourrait évoluer en bras de fer où les poids d'influence (économique ou politique) domineraient sur l'intérêt commun ».

En saluant cette contribution majeure, argumentée, structurée et objectivée sur le modèle français de la gestion de l'eau, je partage pleinement l'ambition de ce que doit être l'objectif commun de tous : « que la situation de crise ne devienne pas la règle ! ».

Jean Launay,
Président du Comité national de l'eau
Membre honoraire du Parlement

Introduction

Sami Bouarfa, Marielle Montginoul, Thomas Pelte, Éric Sauquet

La France a, de longue date, développé des politiques de l'eau avec l'ambition de gérer les équilibres quantitatifs liés à son partage et de préserver sa qualité. Elle a ainsi produit la loi de 1964, qui a posé le principe d'une gestion de l'eau par grands bassins-versants et créé les agences de l'eau, et celle de 1992, qui a organisé une planification de la gestion de l'eau par la mise en place des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) et leur déclinaison locale, les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Sage). En 2006, la loi sur l'eau et les milieux aquatiques, fruit de la transposition en droit français de la directive-cadre européenne sur l'eau, vise à atteindre le « bon état » des eaux avec un principe d'obligation de résultat.

Aujourd'hui, cependant, le changement global (climatique et anthropique) s'impose comme une menace de plus en plus grande pour l'équilibre de nos ressources en eau et on constate une dégradation sans précédent de la biodiversité dans les milieux aquatiques. Les projections climatiques suggèrent des sécheresses et des étiages de plus en plus sévères et remettent en question les équilibres et les compromis sur le partage d'une eau qu'il s'agit de considérer plus que jamais comme un bien commun. Ainsi, la manière dont l'eau est gérée et l'organisation de son partage se pose maintenant avec un regain d'acuité.

Cet ouvrage est le fruit d'un travail collectif de scientifiques et d'experts travaillant dans le domaine de l'eau en France. Il a été conçu pour être lu par un public concerné par les questions de gestion de l'eau, en particulier les professionnels en charge de l'action publique dans ce domaine, mais aussi et plus largement par tout lecteur et toute lectrice intéressé(e) par ce sujet, aujourd'hui au cœur des débats de société.

Le livre est organisé en dix chapitres, présentés sous la forme de questions, pouvant être lus séparément les uns des autres. Les premiers relèvent de l'état des connaissances acquises par la science, puis traitent des stratégies mises en place. Les derniers se focalisent sur les solutions actuellement préconisées.

Les deux premiers chapitres interrogent ainsi la disponibilité en eau par le passé et les pressions auxquelles les hydrosystèmes sont soumis actuellement en France hexagonale. Le chapitre 1 mène un exercice rétrospectif, complété par une description des futurs possibles du climat et de l'hydrologie non influencée par les actions anthropiques. Le chapitre 2 s'appuie sur les prélèvements déclarés pour isoler des tendances récentes quant aux usages de l'eau par secteur hydrographique. Il distingue les notions de prélèvement et de consommation d'eau et apporte des recommandations pour une meilleure information sur la quantification des usages.

Dans un deuxième temps, l'ouvrage aborde la réponse stratégique, voire politique, du modèle de gestion de l'eau dans ce contexte évolutif. Il rappelle les principes et les modalités opérationnelles favorisant la gestion de l'eau en bien commun, pour permettre un partage équilibrant au mieux les besoins humains et ceux de la nature. Les tensions récurrentes sur la ressource en eau accroissent la difficulté de concilier les politiques au service des usages et les politiques environnementales. Historiquement basée sur une stratégie d'accroissement de l'offre en eau, c'est une politique d'aménagement qui a longtemps prévalu, assortie de règles encadrant l'accès à la ressource pour les usagers. Mais, depuis les années 1990, une dynamique d'écologisation des politiques de l'eau s'est développée, ainsi qu'une territorialisation et une coconstruction des stratégies d'action. Les chapitres 3 à 7 décrivent et analysent l'effet ciseaux qui se joue entre un environnement fragilisé et des usages aux besoins croissants : les leviers normatifs pour gérer les pénuries, l'enjeu d'une sobriété choisie pour éviter une sobriété subie et la place des besoins des écosystèmes dans ces arbitrages sont notamment abordés. L'ouvrage en propose une lecture détaillée et interroge les notions d'équité, de légitimité, mais aussi d'anticipation des politiques pour assurer une durabilité des équilibres entre les besoins en eau issus des usages humains et le bon fonctionnement des écosystèmes.

Les trois derniers chapitres analysent, avec une lecture critique, certaines des solutions envisagées par les parties prenantes pour accroître la ressource mobilisable sur un territoire ou préserver sa qualité. Le chapitre 8 souligne ainsi le rôle de l'irrigation qui peut être crucial dans la transition agroécologique des systèmes agricoles vers des systèmes « valorisant la diversité biologique et les processus naturels » comme alternative à l'agriculture intensive productiviste. Par là même, il met en exergue la difficulté à atteindre des objectifs variés (à la fois une agriculture respectueuse de l'environnement et une économie de l'eau). Les chapitres 9 et 10, quant à eux, étudient deux solutions censées permettre de dépasser la question du partage de l'eau par la mobilisation de « nouvelles » ressources : la création de retenues de substitution pour mobiliser l'eau disponible en périodes de hautes eaux et la réutilisation des eaux usées traitées. Dans les deux cas, ils montrent que ces propositions mériteraient de tenir davantage compte des effets induits sur le milieu aquatique. Les auteurs de ces deux chapitres préconisent ainsi d'y réfléchir en tenant compte de l'intérêt collectif et de s'appuyer sur une démarche de concertation, en particulier pour statuer sur la question du partage des coûts, dont l'importance est liée au caractère plus ou moins irréversible des investissements nécessaires. Le chapitre 10 met à l'épreuve du réel la solution de réutilisation des eaux usées traitées et montre la fragilité de ses promesses (coûts, potentiel des stations d'épuration, sécurisation de l'accès à l'eau, gestion des risques, etc.).

1. Va-t-on réellement manquer d'eau ?

Éric Sauquet, Guillaume Évin, Patrick Arnaud, Maud Berel, Sébastien Bernus, Jérémie Bonneau, Flora Branger, Yvan Caballero, François Colleoni, Lila Collet, Lola Corre, Agathe Drouin, Agnès Ducharne, Maïté Fournier, Joël Gailhard, Florence Habets, Frédéric Hendrickx, Louis Héraut, Benoît Hingray, Peng Huang, Tristan Jaouen, Alexis Jeantet, Sandra Lanini, Matthieu Le Lay, Sarah Loudin, Claire Magand, Paula Marson, Louise Mimeau, Céline Monteil, Simon Munier, Charles Perrin, Alix Reverdy, Olivier Robelin, Yoann Robin, Fabienne Rousset, Jean-Michel Soubeyroux, Laurent Strohmer, Guillaume Thirel, Flore Tocquer, Yves Tramblay, Jean-Pierre Vergnes, Jean-Philippe Vidal, Mathieu Vrac

La France, hors territoires d'Outre-mer (dans la suite désignée abusivement sous le terme « France »), bénéficie d'un climat tempéré, mais varié : montagnard dans les massifs, océanique sur la façade atlantique, méditerranéen dans sa partie sud, etc. (Strohmer *et al.*, 2023). Malgré des conditions climatiques favorables, la France n'est pas exempte d'événements de sécheresses hydrologiques, c'est-à-dire de périodes pendant lesquelles les débits et/ou niveaux piézométriques sont anormalement bas. Des étiages particulièrement sévères ont jalonné le xx^e siècle et le début du xxi^e siècle. Les étiages des années 1921, 1976 et 1989 ont été les plus marquants et font partie des dix événements extrêmes recensés par Caillouet *et al.* (2021) entre 1920 et 2012. L'étiage de l'année 1921 a été remarquable par sa sévérité et par sa durée sur les trois quarts du pays : des débits anormalement faibles ont été enregistrés pendant toute l'année. Ainsi, le seuil de débit de 1000 m³/s du Rhône à Beaucaire n'a été dépassé que 60 jours, alors qu'en moyenne, sur l'historique des données disponibles, il est franchi 280 jours par an¹. En France, la sécheresse estivale de 2022, suivie d'un hiver avec une faible recharge des aquifères, a eu des implications sociales fortes et a conduit à l'adoption du Plan eau en 2023. Des records de faibles débits ont été enregistrés pendant l'été : fin août 2022, 34 % des sites suivis par l'Observatoire national des étiages² (Onde) étaient en assec, soit le pourcentage le plus élevé depuis sa création en 2012, et 93 départements ont été concernés par des actions de sensibilisation aux économies d'eau (état de « vigilance » selon les arrêtés cadres sécheresse, cf. chapitre 6) ou des restrictions d'usage³.

1. Source : Hydroportail, <https://hydro.eaufrance.fr>.

2. Source : Onde, <https://onde.eaufrance.fr>.

3. Source : Vigieau, <https://vigieau.gouv.fr/donnees/carte-historique>.

La succession de plusieurs années de sécheresses et les perspectives d'un climat modifié questionnent la durabilité de la gestion actuelle de l'eau. Ce chapitre a pour objectif de résumer les dernières connaissances acquises sur l'impact du changement climatique sur les ressources en eau en France. Deux aspects sont considérés : une analyse statistique rétrospective sur des débits pour identifier les évolutions imputables au changement climatique, et une synthèse des projections hydrologiques pour anticiper les futurs possibles des ressources en eau superficielles et souterraines. Cette synthèse met également en comparaison les tendances observées ou projetées en France et celles observées ou projetées à une échelle plus globale.

Études de stationnarité : des observations pour comprendre les évolutions passées

■ À grande échelle

À l'échelle mondiale, le changement climatique est un des moteurs de l'évolution des débits des cours d'eau (Caretta *et al.*, 2022), en complément des actions anthropiques sur la ressource. Il n'y a cependant pas d'évolution homogène des débits observés de par le monde, tant sur le signe de la tendance que sur l'intensité (voir par exemple Harrigan *et al.* [2018] en Europe pour les débits annuels et d'étiage). Toutefois, des tendances climatiques émergent à l'échelle régionale. Ainsi, les résultats de Vicente-Serrano *et al.* (2019) montrent des changements organisés selon un gradient nord-sud avec une augmentation des débits annuels dans le nord et une diminution dans le sud de l'Europe ; des actions humaines y contribuent dans certaines régions. C'est encore dans le sud de l'Europe que sont détectées des tendances significatives⁴ à l'augmentation des jours d'assec sur les cours d'eau intermittents (Tramblay *et al.*, 2020). Ces deux études confirment la diminution de la ressource superficielle en eau en zone méditerranéenne, déjà soulignée dans d'autres publications (par exemple Gudmundsson *et al.*, 2021 ; Masseroni *et al.*, 2021). Dans les Alpes, Bard *et al.* (2015) ont identifié des évolutions structurées par type de régime : ceux étant influencés par les contributions des glaciers sont les plus sujets à des évolutions significatives, à la hausse pour les débits d'étiage hivernaux et pour le débit annuel. Notons que les résultats sur l'intensité des changements peuvent varier selon les études en fonction des méthodes appliquées, des jeux de données manipulés et surtout des périodes considérées.

■ En France

Les premières analyses de stationnarité sur des variables hydrologiques à l'échelle de la France sont celles de Renard *et al.* (2006) et de Lang et Renard (2007). D'autres études ont suivi, avec un cadre méthodologique similaire, à l'échelle nationale (Renard *et al.*,

4. Par significatif, on entend qu'il est statistiquement peu probable que la tendance soit due au hasard.

2008 ; Giuntoli *et al.*, 2012, 2013) ou régionale (Bard *et al.*, 2015 ; Héraut *et al.*, 2022). L'application de tests statistiques apporte les preuves objectives d'une évolution temporelle dans les séries. Ces tests examinent la vraisemblance d'une hypothèse étant donné les observations. Ici, ils conduisent à choisir entre l'hypothèse de stationnarité (absence d'évolution) et son alternative (présence d'une évolution). Les séries temporelles analysées doivent être sélectionnées avec un soin particulier. Il faut :

- une bonne qualité de mesure : en effet, des non-stationnarités peuvent apparaître dans le cas d'enregistrements biaisés par des dispositifs de mesure défectueux ;
- des données peu influencées par les actions anthropiques : dans le cas contraire, par exemple, une augmentation/diminution progressive des prélèvements/rejets dans ou en dehors du bassin-versant pourrait être à l'origine de tendances. Globalement les actions de gestion peuvent masquer ou accentuer les effets d'une dérive d'origine climatique. C'est typiquement le cas de l'évolution des régimes hydrologiques observée au siècle passé pour de nombreux bassins-versants alpins, cette évolution étant surtout imputable à la construction de divers grands barrages dans les années 1950 (Hingray *et al.*, 2010) ;
- des séries longues : le climat présente des variabilités à différentes échelles de temps (d'une année à l'autre, voire sur des périodes de 10 ans) qui se transmettent à l'hydrologie et il est conseillé de traiter des chroniques longues (de plus de 30 ans) pour s'en abstraire et identifier la tendance de fond.

La difficulté d'accès à de telles séries est réelle, en France comme ailleurs : la majorité des mesures de débits sont récentes, et les chroniques longues concernent bien souvent de grands bassins-versants avec de forts enjeux socio-économiques, ayant de fait subi des modifications notables du régime naturel.

Les études de stationnarité appliquées aux niveaux piézométriques sont moins nombreuses, car elles se heurtent à la faible couverture spatio-temporelle des réseaux de surveillance des eaux souterraines. Les chroniques les plus longues sont généralement liées à des prélèvements ou à des mines. C'est le cas en France : les séries répondant aux exigences d'une analyse de stationnarité (notamment de plus de 30 ans) sont quasi inexistantes dans le sud de la France (Baulon *et al.*, 2020).

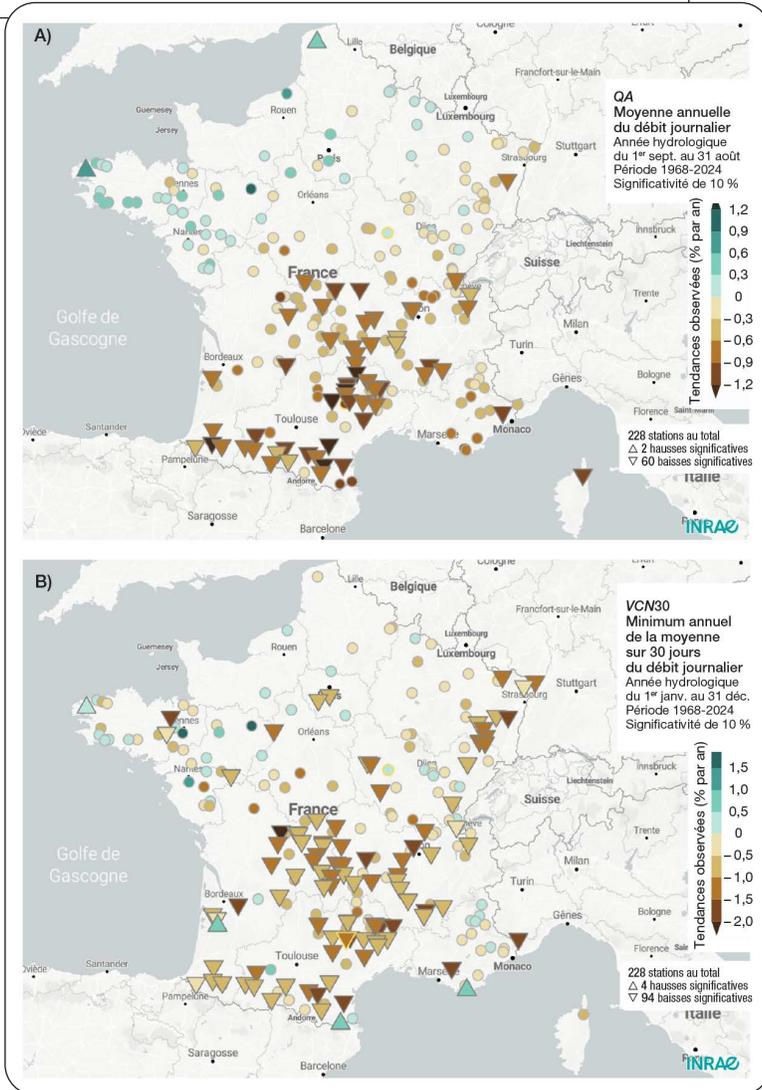
Sur la base des précédentes études portant sur les débits, INRAE a mis en place la plateforme MAKHAHO⁵ (MAnn-Kendall Analysis of Hydrological Observations) ; ce système de visualisation cartographique interactif permet d'examiner les tendances présentes dans les données des stations hydrométriques aux débits peu influencés par les actions humaines directes. La figure 1.1 présente l'évolution du débit annuel QA⁶ et du débit d'étiage VCN30⁷ observés pour 232 stations hydrométriques du Réseau de référence pour la surveillance des étiages (RRSE, Giuntoli *et al.*, 2013). Les données traitées sont celles disponibles sur l'Hydroportail et ont été téléchargées en janvier 2025.

5. <https://makaho.sk8.inrae.fr>.

6. Le débit annuel QA est la moyenne des débits journaliers entre le 1^{er} septembre de l'année considérée et le 31 août de l'année suivante.

7. Le VCN30 est le débit moyen sur 30 jours minimum dans l'année hydrologique.

Figure 1.1. Tendence sur les débits annuels *QA* (A) et sur les débits d'étiage *VCN30* (B) en France sur la période 1968-2024.
 Source des données : <https://hydro.eaufrance.fr/>.



Le rond indique une tendance non significative. Le triangle pointant vers le haut indique une tendance significative à la hausse et inversement pour les triangles pointant vers le bas. La couleur renseigne sur l'importance de l'évolution à la hausse ou à la baisse au cours de la fenêtre temporelle.

Pour estimer la significativité de la tendance estimée, le test statistique le plus utilisé dans la communauté hydrologique est celui de Mann-Kendall. Il est jugé très efficace dans sa variante intégrant le traitement de l'auto-corrélation d'ordre 1 (Yue *et al.*, 2002). La tendance observée en chaque point (cf. légende à droite de chaque carte de la figure 1.1) est la valeur de la pente de Sen⁸ (1968) divisée par la moyenne de la variable considérée sur la période d'analyse, pour permettre une comparaison entre stations en pourcentage par an.

Un contraste nord-sud apparaît clairement sur la figure 1.1A associée au QA avec une baisse quasi généralisée des débits annuels dans la partie sud du pays sur la période 1968-2024. Les points colorés en vert sont présents dans la partie nord, mais si les tendances y sont à la hausse, elles ne sont pas statistiquement significatives. La structure sur la figure 1.1B est plus complexe : les tendances significatives concernent majoritairement des évolutions à la baisse du débit d'étiage VCN30 (quatre stations sur dix) ; quelques tendances significatives à la hausse sont isolées. Cette hétérogénéité provient en partie des temporalités différentes des étiages — en été pour les cours d'eau de plaine et en hiver pour les cours d'eau de montagne —, mais aussi de la présence résiduelle d'actions anthropiques auxquelles les débits d'étiage sont très sensibles. Néanmoins, notons que, comme pour le débit annuel, les tendances à la baisse dominant dans la partie sud. Une étude centrée sur les cours d'eau du bassin Adour-Garonne, concernant 56 stations hydrométriques appartenant majoritairement au RRSE, a détecté au cours de la période 1968-2020 des réductions des débits annuels QA entre -4 et -12 % par décennie, et entre -3,6 et -26,3 % par décennie pour les débits d'étiage VCN10⁹. En complément, la dynamique des étiages a évolué entre 1968-1988 et 2000-2020 vers une plus grande précocité (entre -10 et -50 jours) dans les stations pour lesquelles le test indique une tendance significative, même si la date du centre de l'étiage n'a pas sensiblement évolué (Héraud *et al.*, 2022).

Pour les bassins-versants au régime fortement influencé par la dynamique du manteau neigeux, ces changements sont très fortement liés au réchauffement climatique en cours : les débits d'étiage, principalement hivernaux pour le moment, tendent effectivement à augmenter avec le temps, car dans un climat régional plus chaud la proportion de précipitations liquides augmente et la fonte du manteau neigeux tend à démarrer plus tôt dans l'année.

Dans le cas général, les causes des changements observés sur un bassin-versant donné sont souvent difficiles à estimer. Elles nécessitent des analyses supplémentaires pour examiner les causes de ces changements et relèvent du domaine de l'attribution (Planton et Terray, 2007). Même si de telles analyses n'ont pas été engagées, le caractère quasi général ici suggère fortement un phénomène d'emprise régionale, conséquence du changement climatique.

8. Il s'agit de la médiane de toutes les pentes calculées entre chaque paire de points formant la série temporelle.

9. Le VCN10 est le débit moyen sur 10 jours minimum, ici échantillonné entre le 1^{er} mai et le 30 novembre de chaque année.

Ces analyses de stationnarité ne sont valables que sur la période étudiée, et l'imbri- cation des processus impliqués dans l'évolution des débits dans le contexte du changement climatique est telle que les résultats ne peuvent pas être extrapolés pour calculer des débits dans les prochaines décennies ; il faut alors s'appuyer sur les résul- tats des études d'impact exploitant des chaînes de modélisation hydro-climatiques et une scénarisation des émissions de gaz à effet de serre pour le XXI^e siècle.

Études d'impact : des simulations pour anticiper le futur

■ À l'échelle globale

Des projections hydrologiques sur des cours d'eau français ont bien évidemment été élaborées dans le cadre d'études de l'impact du changement climatique à de larges échelles (mondiale et continentale). On trouvera dans les différents supports du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Giec) des informations sous forme de cartes¹⁰ ou des évolutions de variables hydrologiques sur une ou plusieurs stations hydrométriques françaises, données à titre d'illustration dans différentes publi- cations. Les projections hydrologiques, élaborées à l'échelle européenne, permettent de mettre en perspective les changements estimés pour la France au regard de ceux estimés pour les pays voisins. Les travaux les plus récents sont présentés par niveau de réchauffement, sans placer ces niveaux dans une temporalité. Ainsi, pour trois niveaux de réchauffement global (+ 1,5 °C, + 2 °C et + 3 °C par rapport à 1981-2010), Bisselink *et al.* (2020) mettent en évidence une réponse hydrologique organisée par bandes de latitudes, avec des pays d'Europe du Sud vraisemblablement confrontés à une dimi- nution de la disponibilité annuelle de l'eau et, à l'inverse, les pays d'Europe centrale et septentrionale bénéficiant d'une disponibilité annuelle en eau accrue, quel que soit le niveau de réchauffement. Cammalleri *et al.* (2020) concluent à une réduction des débits d'étiage dans le sud de l'Europe, d'autant plus forte que le réchauffement est élevé. L'Europe occidentale sera en grande partie confrontée à des conditions de sécheresse de plus en plus fréquentes et intenses. Cela contraste avec la Scandinavie et le nord-est de l'Europe, où les projections suggèrent une réduction du risque de sécheresse. Pour le scénario de réchauffement global +1,5 °C, la fréquence des séche- resses augmentera sur la moitié sud de la France, et cette augmentation concernera la quasi-intégralité des cours d'eau français avec un réchauffement de +3 °C.

■ En France

Les modèles hydrologiques sont appliqués dans les études paneuropéennes avec des forçages climatiques aux résolutions spatiales grossières. La paramétrisation de ces modèles est évaluée au mieux sur un nombre réduit de stations hydrométriques, associé à une grande extension spatiale de la zone d'étude. De ce fait, de telles études

10. <https://interactive-atlas.ipcc.ch>.

ne peuvent donner qu'un aperçu des tendances futures. Une modélisation et une analyse à une échelle plus fine, bénéficiant de données hydrologiques, de réanalyses météorologiques et d'expertises locales, sont indispensables pour rendre compte et comprendre pleinement tous les changements, en cours et à venir, à des échelles locales.

C'est ce qui a motivé, en France, l'émergence d'Explore2070, première étude prospective nationale achevée en 2014 sur l'impact du changement climatique sur la ressource en eau à l'horizon 2046-2065, sur la base du quatrième rapport du Giec. Les résultats obtenus en France alertent clairement sur les tensions à venir (Chauveau *et al.*, 2013). Ils indiquent notamment :

- une diminution significative globale des débits annuels moyens, de l'ordre de – 40 % à – 10 % selon les projections hydrologiques, particulièrement prononcée en Seine-Normandie et en Adour-Garonne ;
- pour une grande majorité des cours d'eau, une diminution des débits d'étiage encore plus prononcée que la diminution à l'échelle annuelle ;
- des évolutions plus hétérogènes des crues.

Le projet Explore2070 donne également à voir la piézométrie sur un ensemble morcelé d'aquifères ou de karsts. Dans la plaine alluviale d'Alsace, toutes les projections climatiques concluent à une baisse de la recharge qui se traduit par une baisse des niveaux piézométriques. En Poitou-Charentes, la situation est très contrastée selon les projections climatiques. À l'échelle du bassin de la Somme, la baisse de la recharge calculée à partir des résultats des sept projections climatiques d'Explore2070 est de l'ordre de – 19 % (Amraoui *et al.*, 2019). La recharge est la seule variable disponible à l'échelle nationale pour décrire le futur des aquifères : une baisse quasi générale comprise entre – 25 % et – 10 % est projetée en 2046-2065, comparativement à 1961-1990.

Depuis l'achèvement d'Explore2070, de nouvelles générations de projections planétaires ont émergé dans le cadre des exercices CMIP5 et CMIP6 (*Coupled Model Intercomparison Project¹¹*) de la communauté internationale pour alimenter les rapports successifs du Giec. Des études ou projets à portée nationale ou régionale concernant l'hydrologie de surface ou souterraine ont émergé sous l'impulsion des services de l'État ou des agences de l'eau post-Explore2070. Un recensement complet a été réalisé par Sauquet *et al.* (2022).

Le projet Explore2, officiellement lancé en juillet 2021, est porté par INRAE et l'Office international de l'eau (OiEau) et est cofinancé par le ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires et l'Office français de la biodiversité (OFB), qui en sont partenaires. Achevé en 2024, il a mis à jour les connaissances de l'impact du changement climatique sur l'hydrologie de la France et facilite l'appropriation par les acteurs de l'eau des données élaborées, des incertitudes inhérentes à l'exercice et des résultats.

La chaîne de modélisation mobilisée dans Explore2 reprend la structure classique d'une modélisation numérique de l'impact du changement climatique en hydrologie (figure 1.2). Elle s'inscrit dans une démarche multi-modèles et multi-scénarios pour apprécier au

11. <https://www.wcrp-climate.org/wgcm-cmip>.

mieux la dispersion des futurs possibles. C'est également une approche « emboîtée » avec, en première entrée, une vision du climat à l'échelle planétaire. La chaîne de modélisation prend en charge le passage d'échelles du climat global au climat régional, pour aboutir finalement au climat local et aux échelles de gestion des hydrosystèmes.

En amont de cette chaîne, des scénarios d'émissions définissent l'évolution de la composition de l'atmosphère en gaz à effet de serre et en aérosols au cours du xxi^e siècle. Ces scénarios, ici les trajectoires représentatives de concentration (RCP, *Representative Concentration Pathways*), sont ensuite traduits en projections climatiques, d'abord réalisées à l'échelle globale par des modèles de circulation générale (GCM, *General Circulation Models*) simulant le climat de la Terre entière à une résolution spatiale de 100 à 200 km.

Des modèles climatiques régionaux (RCM, *Regional Climate Models*), pilotés par les GCM simulent ensuite le climat à haute résolution sur des zones restreintes. Dans le projet Explore2, c'est l'ensemble Euro-CORDEX couvrant l'Europe (Coppola *et al.*, 2021) qui a été mobilisé (Marson *et al.*, 2023). Il contient plus d'une centaine de projections climatiques à la résolution de 12 km. Elles déclinent à haute résolution sur l'Europe les projections globales de l'exercice de simulation CMIP5, à la base du cinquième rapport du Giec. Les simulations climatiques utilisées sont un ensemble de 10 projections avec le scénario RCP2.6, 9 avec le scénario RCP4.5 et 17 avec le scénario RCP8.5. Le scénario RCP2.6 est compatible avec les accords de Paris. Le scénario RCP4.5 « d'émissions modérées » conduit à une stabilisation des émissions de gaz à effet de serre à un niveau faible avant la fin du xxi^e siècle, tandis que dans le scénario RCP8.5 « de fortes émissions », le plus pessimiste, les émissions continuent d'augmenter au rythme actuel. Les sorties des modèles climatiques présentent des biais lorsqu'on les compare aux observations des décennies récentes. Ces simulations climatiques ont été donc corrigées par deux méthodes statistiques, conduisant à un ensemble de 72 projections climatiques à une résolution $8 \times 8 \text{ km}^2$.

La dernière composante de la chaîne de modélisation est constituée des modèles hydrologiques. Cette étape capitale permet *in fine* de décliner les évolutions du climat en grandeurs pertinentes pour la gestion de la ressource en eau à l'échelle des territoires. Le projet Explore2 fournit une « hydrologie naturelle de référence » sur laquelle bâtir des exercices prospectifs. Les débits simulés sont ainsi considérés comme naturels, en absence d'action de gestion de l'eau. En revanche, il a été impossible de modéliser les niveaux des nappes sans intégrer les prélèvements ; ces prélèvements sont maintenus à leur niveau actuel déclaré sur le xxi^e siècle dans les simulations.

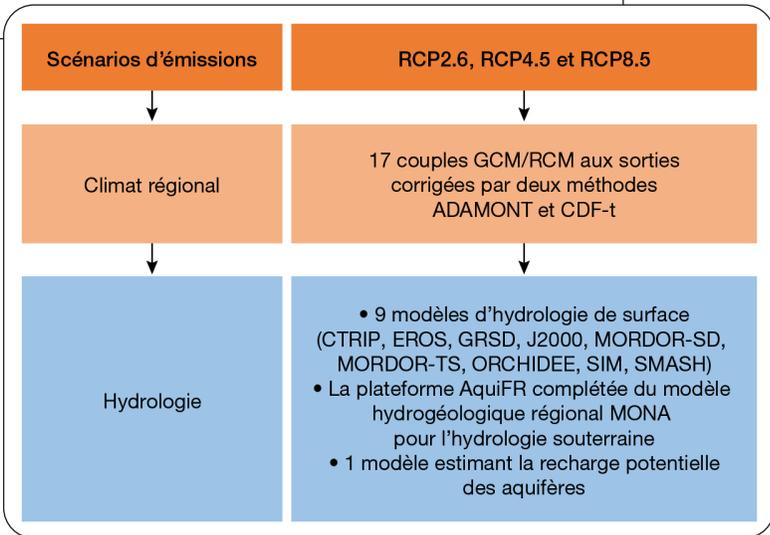
Les différents modèles hydrologiques viennent traduire les projections climatiques en projections hydrologiques descriptives de la ressource en eau : débit en rivière, recharge potentielle¹² des aquifères et niveau piézométrique. Les débits sont issus de

12. La recharge potentielle des aquifères correspond à la part de la pluie efficace qui s'infiltré, l'autre partie alimentant le réseau hydrographique de surface, par ruissellement ou écoulements de sub-surface. Cette variable est le résultat d'un modèle spécifique et n'est pas une donnée d'entrée pour les autres modèles hydrologiques.

neuf modèles hydrologiques avec des domaines d'application différents (trois d'entre eux ont des applications régionales couvrant la Bretagne, la Loire et le Rhône, les autres sont appliqués sur l'intégralité de la métropole). La recharge potentielle est estimée pour un découpage de la France en environ 600 masses d'eau souterraine. Enfin, les niveaux de nappe sont calculés par deux plateformes de modélisation aux supports disjoints (Hauts-de-France, Basse-Normandie, Bretagne, Bassin parisien, Loire, Poitou-Charentes, Alsace et Tarn-et-Garonne sur une grille de résolution de 1 km pour AquifR ; Nord-Aquitaine sur une grille de résolution de 2 km pour MONA).

La multiplicité des modèles hydrologiques permet de prendre en compte l'incertitude liée à la transformation pluie-débit, qui s'ajoute aux incertitudes issues des modèles climatiques (Évin *et al.*, 2024). La capacité à représenter correctement les processus hydrologiques peut varier d'un modèle à l'autre. Ces modèles ont été évalués dans le rapport Explore2, en confrontant les simulations aux observations pour les décennies passées (Sauquet *et al.*, 2023). De manière générale, les performances, tous modèles confondus, sont bonnes à très bonnes sur les grands bassins-versants (surface supérieure à 6 000 km²) et inégales sur les petits cours d'eau (surface inférieure à 200 km²).

Figure 1.2. Chaîne de modélisation retenue pour le projet Explore2.



Nous présentons ici les résultats des projections hydro-climatiques pour les scénarios RCP4.5 (émissions modérées de gaz à effet de serre) et RCP8.5 (fortes émissions) et les périodes 2041-2070 (milieu de siècle) et 2070-2099 (fin de siècle), en comparaison avec la période de référence 1976-2005, et ce à l'échelle de la France. Concernant le

climat, sans surprise, les changements seront d'autant plus marqués que les émissions de gaz à effet de serre seront importantes (Marson *et al.*, 2023).

- Le réchauffement moyen se poursuivra tout au long du XXI^e siècle, avec une forte différenciation à partir du milieu de siècle entre les scénarios d'émissions modérées et de fortes émissions. En fin de siècle, pour le scénario de fortes émissions, le réchauffement moyen projeté est de l'ordre de +4 °C (entre +3 °C et +5,5 °C selon les projections). Il est moins marqué en hiver qu'en été — de l'ordre de +4,5 °C (entre +3,5 °C et +7 °C selon les projections).
- Les évolutions des cumuls annuels de précipitations présentent d'importantes incertitudes. En moyenne, les changements en cumul annuel projetés sont faibles (proches de zéro). En revanche, la majorité des projections s'accordent sur une hausse de la pluviométrie en hiver pour les deux scénarios d'émissions. En fin de siècle et pour le scénario de fortes émissions, la hausse projetée des précipitations hivernales moyennes se situe autour de +20 % (entre +10 % et +45 %). Elle est plus importante dans le Nord que dans le Sud, où elle est faible et incertaine. L'été se caractérise par une tendance globale à la diminution des précipitations, qui est prononcée dans le Sud-Ouest en fin de siècle pour les deux scénarios d'émissions. En fin de siècle et pour le scénario de fortes émissions, les réductions des précipitations estivales projetées atteignent près de -25 % (entre -50 % et +5 %). La variabilité d'une année à l'autre reste forte et des hivers secs ou très humides ainsi que des étés très secs ou humides restent possibles, quels que soient les scénarios et horizons considérés.
- L'évapotranspiration de référence projetée est en hausse dans les deux scénarios d'émissions et pour les deux horizons, et cette hausse est uniforme sur le territoire : autour de +25 % (+10 % à +40 % selon la projection climatique considérée) en fin de siècle sous scénario de fortes émissions.

Ces évolutions se traduisent de la manière suivante pour l'hydrologie, pour la période de la fin de siècle et dans un scénario de fortes émissions avec des spécificités locales (Sauquet *et al.*, 2024) :

- La recharge potentielle des aquifères annuelle augmente légèrement dans le nord et le nord-est de la France, et semble globalement stable ailleurs. La recharge potentielle hivernale augmente dans quasiment toute la France, hormis une frange Sud et une partie de la Bretagne.
- Une majorité de projections convergent vers une baisse des débits moyens estivaux (entre -50 % et -15 %). Les diminutions les plus sensibles concernent le sud-ouest de la France, les Alpes et le secteur méditerranéen (entre -50 % et -40 %).
- Les niveaux annuels moyens des nappes baisseront en Bretagne, en Poitou-Charentes et dans le Tarn-et-Garonne, et augmenteront dans la partie nord du pays (Bassin parisien, Hauts-de-France, Basse-Normandie). À noter, on le rappelle, que la modélisation de la piézométrie ne couvre que partiellement la France.
- Les sécheresses du sol, édaphiques et hydrologiques, seront plus sévères. Les projections convergent particulièrement pour le sud de la France. Les sécheresses hydrogéologiques seront plus fréquentes en région Poitou-Charentes, dans le Tarn-et-Garonne et en Alsace.

- Les assècs estivaux en tête de bassin (cours d'eau d'ordre de Strahler entre 1 et 4) progresseront dans une majorité des régions. Ils seront plus précoces et plus longs, avec une remise en eau retardée.

Les résultats sont illustrés dans la suite pour un débit d'étiage estival, le VCM_{10} ¹³. Les résultats sont examinés sur 2500 points de simulation des débits, ceux pour lesquels au moins quatre modèles hydrologiques ont fourni des résultats. Pour chaque projection hydrologique individuelle, une chronique est constituée des minima des débits moyens sur une fenêtre glissante de 10 jours, échantillonnés chaque année de mai à novembre, entre 1976 et 2100. Chaque série de VCM_{10} est résumée par une tendance calculée sur la chronique de VCM_{10} (ici, l'estimateur de la pente est celui de Sen [1968], comme précédemment). La proportion de valeurs de pente positives ou négatives permet de retenir le signe dominant de l'évolution (hausse *versus* baisse). Les analyses portent sur l'ensemble des projections hydrologiques, tous modèles climatiques et hydrologiques et toutes corrections de biais confondus.

La figure 1.3 met en lumière la cohérence de signe du changement sur l'ensemble des projections hydrologiques. Les points avec des nuances de vert sont ceux pour lesquels la tendance à la hausse est dominante parmi toutes les projections ; à l'inverse, les points avec des nuances de marron sont ceux pour lesquelles la tendance à la baisse est dominante. On juge qu'il y a consensus sur le signe dès lors que 80 % des projections (seuil retenu par le Giec) indiquent soit une hausse, soit une baisse.

La dominance des nuances de marron sur les cartes de la figure 1.3 est particulièrement prononcée sur la partie sud du territoire, évidence d'un consensus quant à une baisse quasi généralisée et progressive du débit d'étiage VCM_{10} au cours du xxi^e siècle. Les teintes les moins prononcées se situent dans le Bassin parisien. Dans ce secteur, le régime des cours d'eau est gouverné par les interactions avec les nappes et la sévérité future des étiages est conditionnée par l'évolution des précipitations hivernales et par la dynamique des nappes. Une augmentation de cette recharge hivernale peut induire des débits d'étiage plus importants que ceux de la période actuelle et compenser les pertes accrues par évapotranspiration. De manière isolée, sur certains bassins de haute montagne des Alpes, les tendances sont à la hausse : les étiages tardifs bénéficient de précipitations liquides, du fait de l'élévation des températures de l'air.

En complément, le changement de la valeur moyenne des VCM_{10} entre la fin de siècle (2070-2099) et la période récente (1976-2005) pour les deux RCP est tracé en figure 1.4. Sans surprise, les valeurs sont majoritairement à la baisse et la structure spatiale est proche de celle de la carte précédente. Notons les baisses sensibles puisqu'un grand nombre de valeurs se situent sous - 50 % (une majorité entre - 55 % et - 20 %) dans le scénario de fortes émissions : en moyenne, ce débit d'étiage est divisé par deux par rapport à la référence actuelle (1976-2005). Dans le scénario d'émissions modérées, les baisses sont moindres mais restent conséquentes (autour de - 25 % avec une majorité entre - 35 % et - 10 %).

13. D'autres indicateurs sont disponibles sur le site <https://meandre.explore2.inrae.fr>.

Figure 1.3. Signe majoritaire et proportion associée des tendances sur l'ensemble du $xx1^e$ siècle pour le débit d'été $VCN10$ sous scénarios RCP4.5 (A) et RCP8.5 (B) (toutes projections confondues).

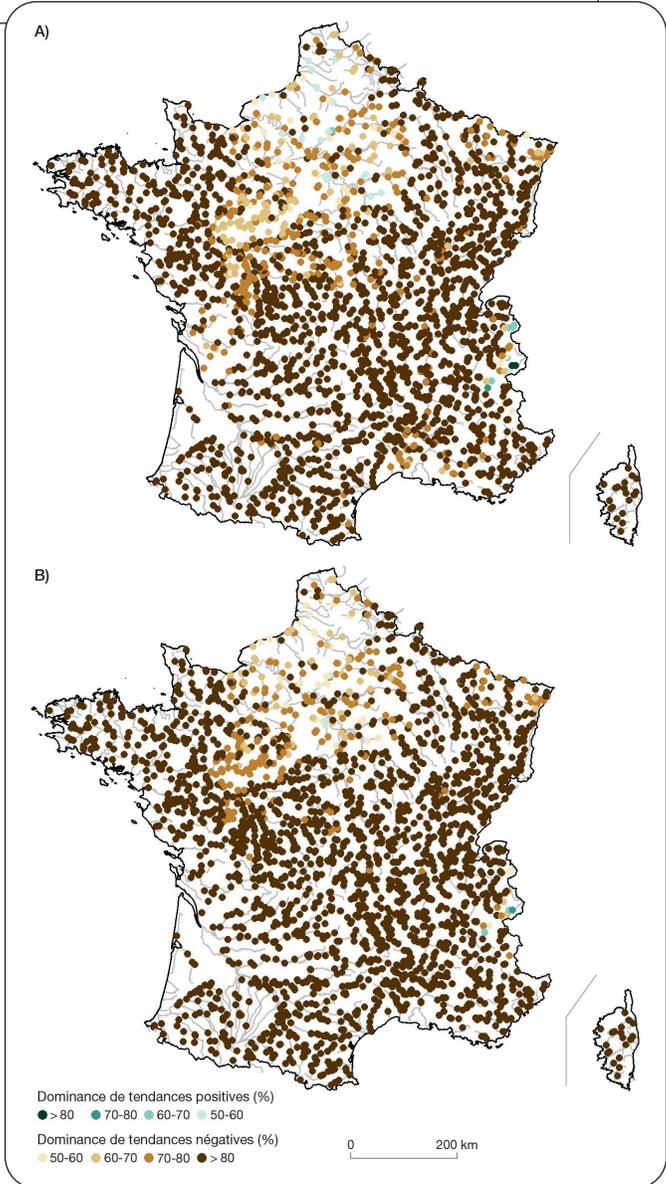


Figure 1.4. Changements projetés pour la moyenne des débits d'étiage VCM10 estival sous scénario RCP4.5 (A) et RCP8.5 (B) en fin de siècle (période de référence : 1976-2005) (estimation médiane toutes projections confondues).

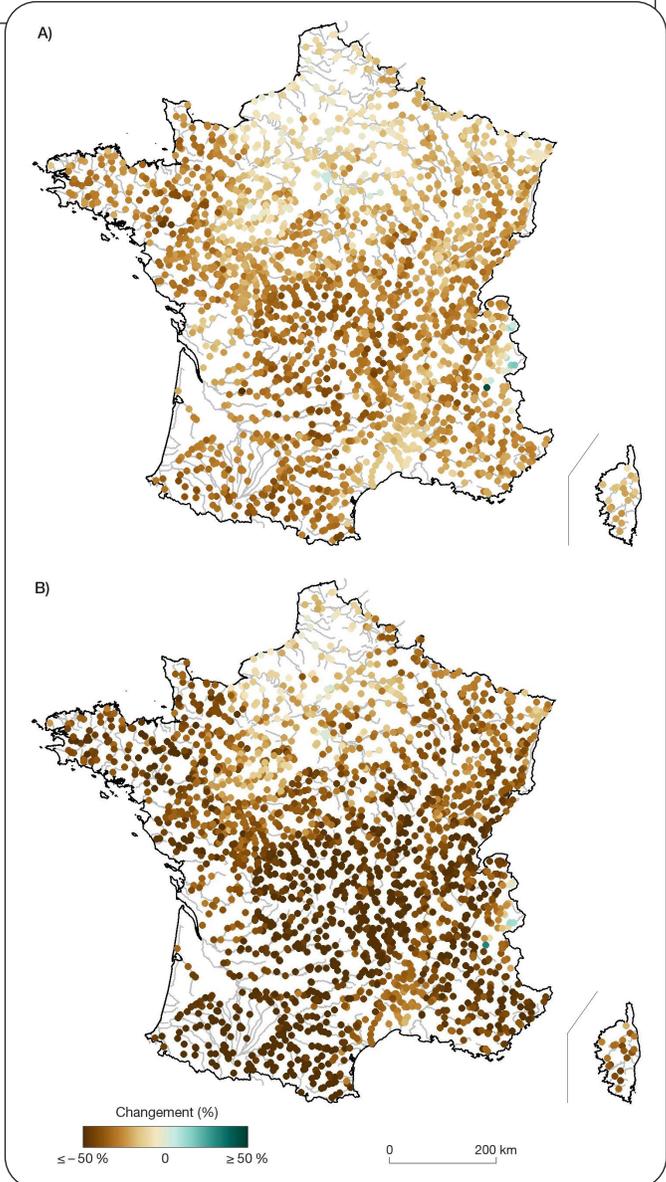


Figure 1.5. Changements projetés pour la moyenne des débits d'été estival VCM10 selon les quatre projections climatiques contrastées dans un scénario RCP8.5 en fin de siècle (période de référence : 1976-2005) (estimation médiane tous modèles hydrologiques confondus).

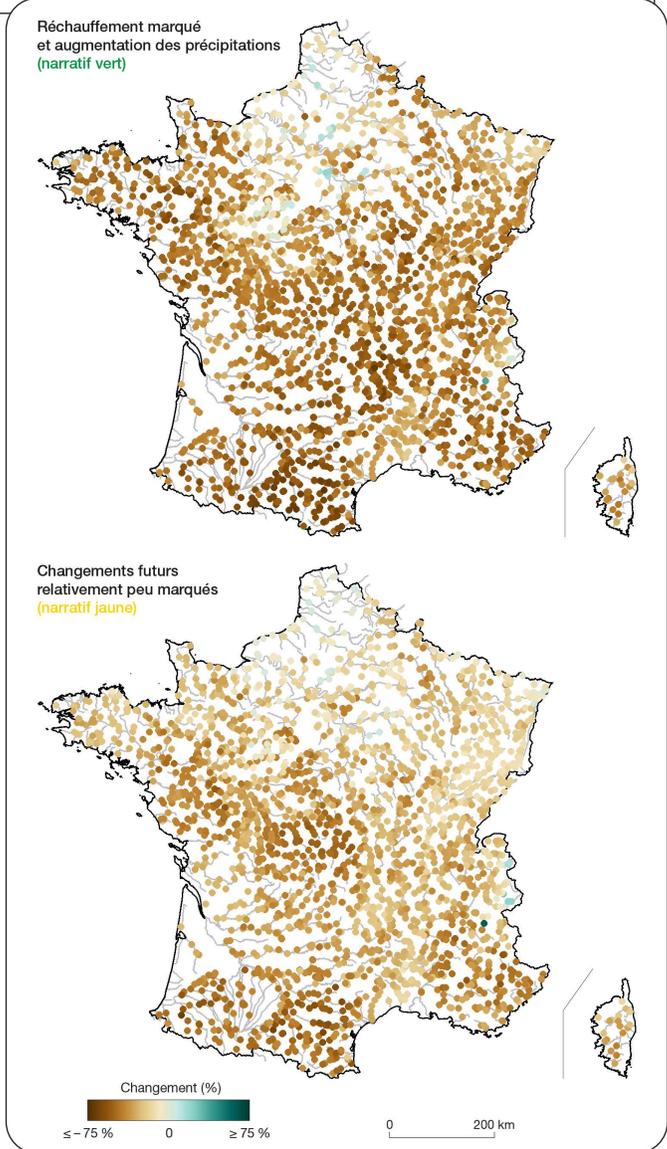
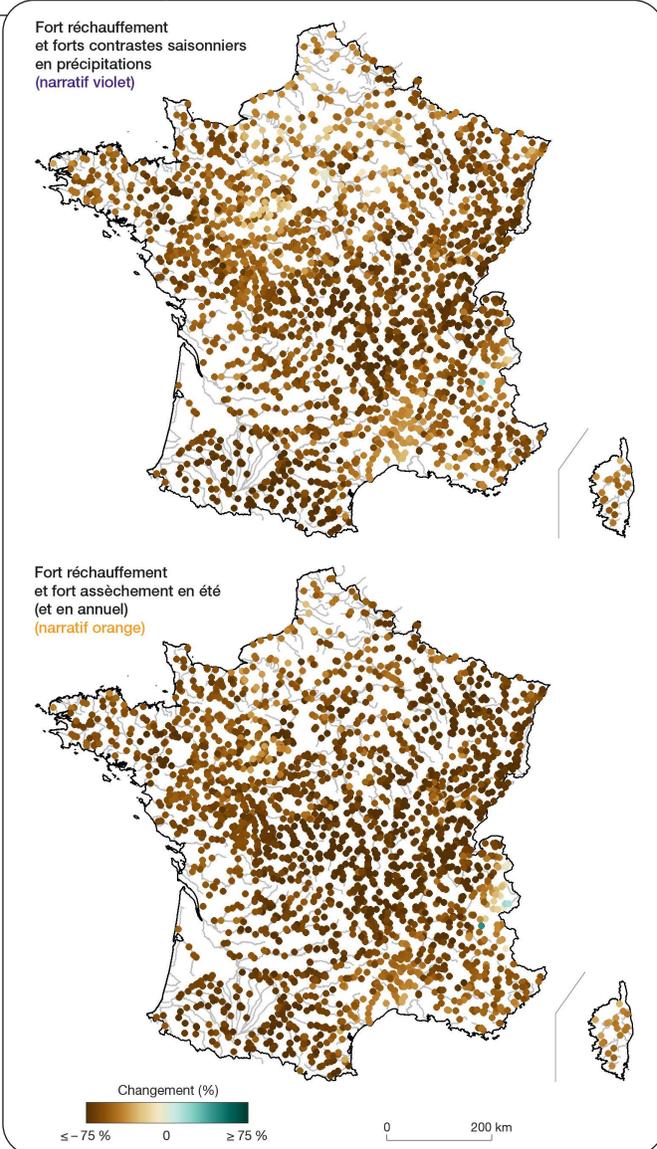


Figure 1.5. (suite)



Les valeurs médianes des projections ne sont pas les seuls indicateurs à prendre en compte et les cartes présentées ci-dessus masquent une diversité des futurs possibles. Dans le cadre du projet Explore2, quatre narratifs — quatre projections climatiques parmi l'ensemble élaboré sous RCP8.5 — ont été identifiés pour illustrer la dispersion des futurs climatiques et hydrologiques, et donc les incertitudes quant aux ressources en eau disponibles à l'avenir. La figure 1.5 montre les réponses hydrologiques à ces quatre narratifs décrits succinctement. Nous retrouvons une structure spatiale équivalente à celle des cartes précédentes ; cependant l'intensité des changements est bien différente d'un narratif à un autre. Les narratifs orange et jaune correspondent à des contextes extrêmes : au narratif le plus modéré des deux (jaune) correspondent les baisses les moins sensibles (autour de - 30 %), au narratif le plus sec et le plus chaud (orange) correspondent les baisses les plus fortes (autour de - 65%). Les narratifs sont équiprobables et, dans l'état des connaissances, il n'y a pas de raison d'en rejeter un. Quel que soit le narratif, la quasi-majorité de la France voit ses étiages estivaux diminuer.

Conclusion

Au cours des six dernières décennies (1968-2024), les débits caractéristiques de la ressource en eau de surface (débit annuel et débit d'étiage) ont évolué à la baisse sur une grande partie sud de la France. Cette évolution porte la marque du changement climatique au-delà de la simple variabilité naturelle du climat. Elle est cohérente avec les effets attendus du changement climatique, tels que le suggèrent les projections hydrologiques d'Explore2. Même dans le cas d'émissions de gaz à effet de serre modérées, les étiages seront plus sévères en intensité. Cette réduction des débits d'étiage va concerner l'intégralité du territoire. L'évolution sur la partie nord est plus incertaine, par effet de compensation notamment entre une recharge plus active et des processus d'évaporation renforcés. Les changements projetés sur la variable VCN10 sont illustratifs des résultats comparables obtenus pour d'autres débits d'étiage, mais évidemment, si la baisse est partagée, les intensités des changements diffèrent d'une variable à une autre. D'autres variables sont traitées dans les rapports techniques téléchargeables¹⁴. Le portail Drias¹⁵ donne accès aux données permettant des analyses complémentaires sur les différents points de simulation.

Les effets du changement climatique seront d'autant plus sévères que les émissions de gaz à effet de serre seront importantes. Selon les projections Explore2, le changement climatique conduira à une intensification de divers événements extrêmes sur les domaines modélisés. Les simulations projettent une intensification des sécheresses du sol et hydrologiques (confiance forte). Elles suggèrent aussi une fréquence accrue de hauts niveaux de nappe en hiver dans le nord de la France.

14. <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataverse/explore2>.

15. <https://www.drias-eau.fr>.

Même si les tendances sur le signe des changements sont très claires en certaines régions (baisse ou hausse partagées), l'intensité des évolutions est incertaine. Ici, l'incertitude portant sur le climat est illustrée par les quatre narratifs, réponses de modèles de climat au scénario RCP8.5. Elle apparaît à tous les niveaux de modélisation des débits et des niveaux piézométriques. La réduction des contributions des modèles hydrologiques à l'incertitude sur les projections reste un enjeu scientifique.

Va-t-on réellement manquer d'eau ? S'il est difficile de répondre de manière définitive, il faut néanmoins compter, dans l'état des connaissances scientifiques actuelles, sur deux certitudes qui vont devenir des évidences :

- les milieux et les usages anthropiques disposeront de moins d'eau sous l'effet du changement climatique. Les années équivalentes ou plus extrêmes que 2022 seront de plus en plus fréquentes (Marson *et al.*, 2023 ; Trambly *et al.*, 2024) ;
- l'évolution des débits, de la recharge et des niveaux piézométriques impliquera nécessairement une adaptation de la gestion de l'eau.

Notons d'ailleurs que des projets intégrant les usages (cf. R²D²2050, Sauquet *et al.*, 2016) ont déjà pu montrer que les besoins ne seront pas satisfaits dans un contexte « *business as usual* » (absence d'adaptation des usages) en milieu de siècle. Enfin, notons que les changements décrits ici sont des changements moyens et que la variabilité interne du climat induira de surcroît des années avec des réductions encore plus fortes des débits d'étiage.

Références bibliographiques

- Amraoui N., Sbai M.-A., Stollsteiner P., 2019. Assessment of climate change impacts on water resources in the Somme River Basin (France), *Water Resources Management*, 33, 2073–2092, <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02230-x>.
- Bard A., Renard B., Lang M., Giuntoli I., Korck J. *et al.*, 2015. Trends in the hydrologic regime of Alpine rivers, *Journal of Hydrology*, 529, 1823-1837, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.052>.
- Baulon L., Allier D., Masse N., Bessière H., Fournier M., Bault V., 2020. Influence de la variabilité basse-fréquence des niveaux piézométriques sur l'occurrence et l'amplitude des extrêmes, *Géologues*, 207, 53-60.
- Bisselink B., Bernhard J., Gelati E., Adamovic M., Guenther S. *et al.*, 2020. Climate change and Europe's water resources, JRC118586, *EUR 29951 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg*, <https://doi.org/10.2760/15553>.
- Caillouet L., Vidal J.-P., Sauquet É., Devers A., Lauvernet C. *et al.*, 2021. Intercomparaison des événements d'étiage extrême en France depuis 1871, *LBH: Hydrosience Journal*, 107(1), 1-9, <https://doi.org/10.1080/00186368.2021.1914463>.
- Cammalleri C., Naumann G., Mentaschi L., Formetta G., Forzieri G. *et al.*, 2020. Global warming and drought impacts in the EU, EUR 29956 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, <https://doi.org/10.2760/597045>, JRC118585.
- Caretta M.A., Mukherji A., Arfanuzzaman M., Betts R.A., Gelfan A. *et al.* 2023. Water, in Pörtner H.-O., Roberts D.C., Tignor M., Poloczanska E.S., Mintenbeck K. *et al.* (coord.), *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York, États-Unis, 551-712, <https://doi.org/10.1017/9781009325844.006>.

- Chauveau M., Chazot S., Perrin C., Bourgin P.-Y., Sauquet É. *et al.*, 2013. Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070 ?, *LHB: Hydrosience Journal*, 99(4), 5-15, <https://doi.org/10.1051/lhb/2013027>.
- Coppola E., Nogherotto R., Ciarlo' J.M., Giorgi F., van Meijgaard E. *et al.*, 2021. Assessment of the European Climate Projections as Simulated by the Large EUROCORDEX Regional and Global Climate Model Ensemble, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 126(4), <https://doi.org/10.1029/2019JD032356>.
- Évin G., Hingray B., Reverdy A., Ducharne A., Sauquet É., 2024. Ensemble de projections Explore 2 : Changements moyens et incertitudes associées, <https://doi.org/10.57745/KWH320>.
- Giuntoli I., Renard B., Lang M., 2012. Floods in France, in Kundzewicz Z.W. (coord.), *Changes in flood risk in Europe, IAHS Special Publication*, 10, 199-211.
- Giuntoli I., Renard B., Vidal J.-P., Bard A., 2013. Low flows in France and their relationship to large scale climate indices, *Journal of Hydrology*, 482, 105-118, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.038>.
- Gudmundsson L., Boulange J., Do H.X., Gosling S.N., Grillakis M.G. *et al.*, 2021. Globally observed trends in mean and extreme river flow attributed to climate change, *Science*, 371(6534), 1159-1162, <https://doi.org/10.1126/science.aba3996>.
- Harrigan S., Hannaford J., Muchan K., Marsh T.J., 2018. Designation and trend analysis of the updated UK benchmark network of river flow stations: The ukbn2 dataset, *Hydrology Research*, 49(2), 552-567, <https://doi.org/10.2166/nh.2017.058>.
- Hérait L., Sauquet É., Mansanarez V., 2022. Analyse de stationnarité des étiages dans le bassin Adour-Garonne. INRAE Lyon-Grenoble-Auvergne-Rhône-Alpes ; Agence de l'eau Adour-Garonne, 26 p., hal-03856262.
- Hingray B., Schaefli B., Mezghani A., Hamdi Y., 2010. Signature-based model calibration for hydrologic prediction in mesoscale Alpine catchments, *Hydrological Science Journal*, 55(6), 1002-1016, <https://doi.org/10.1080/02626667.2010.505572>.
- Lang M., Renard B., 2007. Analyse régionale sur les extrêmes hydrométriques en France : détection de changements cohérents et recherche de causalité hydrologique, *LHB: Hydrosience Journal*, 93(6), 83-89, <https://doi.org/10.1051/lhb:2007087>.
- Marson P., Corre L., Soubeyrou J.-M., Sauquet É., 2023. Rapport de synthèse sur les projections climatiques régionalisées, <https://doi.org/10.57745/PUR7ML>.
- Masseroni D., Camici S., Cislighi A., Vacchiano G., Massari C., Brocca L., 2021. The 63-year changes in annual streamflow volumes across europe with a focus on the mediterranean basin, *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(10), 5589-5601, <https://doi.org/10.5194/hess-25-5589-2021>.
- Planton S., Terray L., 2007. Détection et attribution à l'échelle régionale : le cas de la France. *La Météorologie*, 58, 25-29.
- Renard B., Lang M., Bois P., Dupeyrat A., Mestre O. *et al.*, 2006. Évolution des extrêmes hydro-métriques en France à partir de données observées, *LHB: Hydrosience Journal*, 92(6), 48-54, <https://doi.org/10.1051/lhb:2006100>.
- Renard B., Lang M., Bois P., Dupeyrat A., Mestre O. *et al.*, 2008. Regional methods for trend detection: assessing field significance and regional consistency, *Water Resources Research*, 44(8), <https://doi.org/10.1029/2007WR006268>.
- Sauquet É., Arama Y., Blanc-Coutagne E., Bouscasse H., Branger F. *et al.*, 2016. Le partage de la ressource en eau sur la Durance en 2050 : vers une évolution du mode de gestion des grands ouvrages duranciens ?, *LHB: Hydrosience Journal*, 102(5), 25-31, <http://dx.doi.org/10.1051/lhb/2016046>.

- Sauquet É., Thirel G., Vergnes J.-P., Habets F., 2022. Étude d'impact du changement climatique sur le régime hydrologique en France métropolitaine — synthèse bibliographique, <https://doi.org/10.57745/XKMLMG>.
- Sauquet É., Héraut L., Bonneau J., Reverdy A., Strohmenger L., Vidal J.-P., 2023. Diagnostic des modèles hydrologiques : Des données aux résultats, <https://doi.org/10.57745/S6PQXD>.
- Sauquet É., Évin G., Siauve S., Bormancin-Plantier A., Jacquin N. *et al.*, 2024. Messages et enseignements du projet Explore2, <https://doi.org/10.57745/J3XIPW>.
- Sen P.K., 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau, *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379-1389, <https://doi.org/10.2307/2285891>.
- Strohmenger L., Collet L., Andréassian V., Corre L., Rousset F., Thirel, G., 2024. Köppen–Geiger climate classification across France based on an ensemble of high-resolution climate projections, *Comptes Rendus Géoscience*, 356, 67-82.
- Tramblay Y., Rutkowska A., Sauquet É., Sefton C., Laaha G. *et al.*, 2020. Trends in flow intermittence for European rivers, *Hydrological Sciences Journal*, 66(1), 37-49, doi:10.1080/02626667.2020.1849708.
- Tramblay Y., Sauquet É., Arnaud P., Rousset F., Soubeyrou J.-M. *et al.*, 2024. Scénarios d'extrêmes hydrologiques, <https://doi.org/10.57745/2XDJ5H>.
- Vicente-Serrano S.M., Peña-Gallardo M., Hannaford J., Murphy C., Lorenzo-Lacruz J. *et al.*, 2019. Climate, irrigation, and land cover change explain streamflow trends in countries bordering the northeast Atlantic, *Geophysical Research Letters*, 46(19), 10821-10833.
- Yue S., Pilon P., Phinney B., Cavadias G., 2002. The influence of autocorrelation on the ability to detect trend in hydrological series, *Hydrological processes*, 16(9), 1807-1829.

2. Quelle quantité d'eau utilisons-nous ?

Hélène Arambourou, Simon Ferrière, Gilles Belaud, Sami Bouarfa

La planète est recouverte à 72 % d'eau (Chaussade et Pellay, 2012). Celle-ci est principalement stockée sous forme d'eau salée dans les mers et les océans. L'eau douce, elle, ne représente que 2,8 % de l'hydrosphère terrestre¹, dont l'essentiel est stocké sous forme solide dans les glaciers et sous forme liquide dans les eaux souterraines. Ainsi, la quantité d'eau douce facilement accessible pour les activités humaines ne représente que 0,03 % de l'eau sur Terre, soit 350 000 milliards de mètres cubes. Cette eau se renouvelle en permanence à travers le cycle de l'eau.

Chaque année en France hexagonale (Corse incluse), un peu plus de 500 milliards de mètres cubes d'eau tombent, sous forme de neige ou de pluie. Environ 60 % de ce volume rejoint le sol et la biomasse puis s'évapore ou s'évapotranspire, c'est ce que l'on appelle l'eau verte. C'est une ressource essentielle au fonctionnement des écosystèmes et à la végétation. Les 40 % restant s'infiltrent vers les nappes ou bien ruissellent pour rejoindre les cours d'eau : c'est ce que l'on appelle l'eau bleue, ou bien l'eau renouvelable. Une partie de cette eau est prélevée pour satisfaire différentes activités humaines, une autre partie participe au fonctionnement des écosystèmes. En 15 ans, en France hexagonale, le volume annuel d'eau renouvelable a diminué de 14 %, notamment du fait de la baisse des précipitations (Datalab, 2022).

L'eau est prélevée pour la production d'énergie, la production industrielle, les différents usages domestiques, l'alimentation des canaux de navigation ou encore la production agricole animale et végétale. Dans ce chapitre, nous ne traitons que des prélèvements d'eau bleue, liés aux usages anthropiques. Ces prélèvements ne sont pas sans conséquences sur les écosystèmes et les usages situés en aval.

Quelle est la part de chaque usage dans les prélèvements ? Pour quelles finalités ? Comment se répartissent les usages au cours de l'année ?

État des lieux des prélèvements et des consommations

Deux concepts à distinguer

Les prélèvements d'eau correspondent, selon la définition de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), aux « volumes d'eau douce extraits

1. Ensemble de l'eau présente sur Terre, sous toutes ses formes : liquide, solide, gazeuse.

définitivement ou temporairement d'une source souterraine ou de surface et transportés sur leur lieu d'usage»².

On estime à 31 milliards de mètres cubes l'eau douce prélevée (moyenne pour la période 1990-2019, hors départements et régions d'outre-mer [Drom] et hors hydro-électricité) (Service des données et études statistiques [SDES], 2023) chaque année pour nos divers usages. Si les prélèvements semblent faibles en comparaison de la ressource renouvelable disponible, qui s'élève à 210 milliards de mètres cubes, ce constat doit être nuancé. En effet, l'agrégation des données à l'échelle nationale masque le fait que, dans certains territoires, les prélèvements peuvent dépasser la ressource renouvelable, entraînant des conflits d'usage ou une sollicitation des stocks non renouvelables³. À cela s'ajoute une agrégation à l'échelle annuelle qui masque les tensions sur la ressource, qui peuvent apparaître à certaines périodes de l'année, notamment en période d'étiage. Enfin, même si les prélèvements sont inférieurs à la quantité d'eau renouvelable disponible à un endroit et un instant donnés, ils peuvent profondément altérer le fonctionnement des écosystèmes.

Les prélèvements d'eau se font préférentiellement dans les eaux de surface (autour de 80 %), surtout quand les exigences en termes de qualité sont faibles, car le coût du prélèvement est moindre. Après usage, le retour de tout ou partie de l'eau prélevée dans le milieu (cours d'eau ou nappes) peut se faire de différentes façons, que ce soit par l'intermédiaire de stations d'épuration, par rejet diffus des assainissements domestiques autonomes, par infiltration vers les nappes ou par ruissellement après irrigation, en fin de canal ou en sortie de circuit de refroidissement. L'eau prélevée puis rejetée après utilisation peut être de nouveau prélevée par les activités en aval, sous réserve que sa qualité le permette.

La quantité d'eau disponible pour les activités humaines peut être artificiellement augmentée à une période de l'année et sur un territoire donné *via* la création de stockages, la mise en place d'usine de dessalement d'eau de mer, les transferts d'eau d'un bassin-versant vers un autre ou bien encore la réutilisation d'eaux usées traitées (encadré 2.1).

Les prélèvements d'eau sont parfois considérés, à tort, comme sans effet dès lors que l'eau est restituée au milieu. Or, tout prélèvement, indépendamment de sa part non restituée (appelée part consommée), aura des effets sur les écosystèmes et les usages en aval qui peuvent être de différentes natures :

- composition : l'eau peut être polluée par de la matière organique, des bactéries, ainsi que des micropolluants organiques (solvants, pesticides, retardateurs de flamme) et des minéraux (métaux lourds). C'est notamment le cas des eaux industrielles, des eaux domestiques et des eaux agricoles;

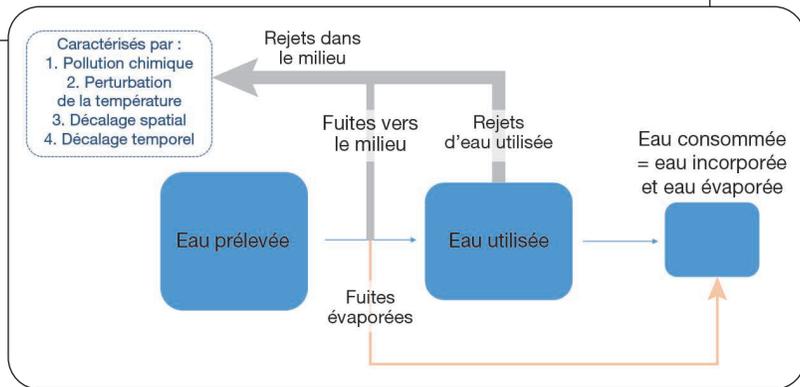
2. <https://www.oecd.org/fr/data/indicators/water-withdrawals.html>.

3. Ces stocks non renouvelables peuvent être constitués de nappes fossiles, c'est-à-dire de nappes confinées qui ne sont plus alimentées, ou bien de nappes ayant un rechargement très lent comme les nappes pliocènes.

- température : dans le cas d'une utilisation dans les circuits de refroidissement énergétiques et industriels, l'eau est réchauffée, ce qui peut la rendre impropre à d'autres utilisations en aval et perturber le fonctionnement des écosystèmes ;
- spatialité : l'eau est généralement restituée dans un milieu différent de celui d'origine. Ainsi, pour les prélèvements en cours d'eau, les habitats situés entre les zones de prélèvement et les zones de restitution sont impactés ;
- temporalité : il y a un décalage dans le temps de la restitution, qui peut aller de quelques secondes à plusieurs mois (neige artificielle, canaux, etc.).

Les consommations, selon la définition de l'Organisation des Nations unies (ONU), correspondent à la part des prélèvements qui ne retournent pas directement dans les eaux de surface et les nappes (ONU, 2009), du fait de l'évaporation, de la transpiration des végétaux et de l'incorporation dans les produits industriels (figure 2.1). Cette eau consommée n'est donc plus disponible pour les milieux et les usages anthropiques en aval. Il faut néanmoins noter que, comme l'eau consommée est amenée à revenir sur Terre sous forme de précipitations, elle redeviendra *in fine* de l'eau renouvelable. Mais, compte tenu des circulations atmosphériques, les volumes évaporés ne seront pas directement compensés par des précipitations équivalentes. En France hexagonale, près de 90 % des précipitations sont d'origine marine ou océanique. La notion de consommation telle que définie ici ne tient pas compte de la dégradation de la qualité de l'eau lors de son parcours entre le point de prélèvement et les zones de restitution.

Figure 2.1. Eau prélevée et eau consommée, deux concepts à distinguer.
Source : France Stratégie, adapté de Vandecasteele *et al.*, 2014.



Les consommations d'eau peuvent être indispensables à un usage, ou bien constituer des pertes associées à cet usage (figure 2.1). Ainsi, en agriculture, la consommation liée à l'évapotranspiration des plantes permet de produire de la biomasse : l'eau est alors un intrant. À l'inverse, la consommation liée à l'évaporation des stockages est définitivement perdue : elle n'aura pas permis de satisfaire les usages associés aux stockages.

Encadré 2.1. Comment augmenter artificiellement la quantité d'eau disponible sur un territoire ?

Pour augmenter la quantité d'eau douce disponible sur un territoire, les sociétés humaines peuvent avoir recours au stockage, au dessalement de l'eau de mer, au transfert à large échelle ou encore à la réutilisation des eaux usées traitées (REUT). Si ces techniques, dites de gestion par l'offre (car augmentant artificiellement la ressource disponible sur un territoire) et non de gestion par la demande (cherchant alors à ajuster la demande à la ressource disponible initialement), peuvent permettre d'apporter une solution à court terme, leur coût économique et environnemental est élevé.

Les stockages sont largement développés en France (chapitre 9). Ainsi, on comptabilise près de 670 000 retenues et réserves artificielles, avec une capacité de stockage de près de 18 milliards de mètres cubes (Arambourou *et al.*, 2024). Ce volume peut fortement varier d'une saison à une autre ou entre deux années, selon les conditions météorologiques et l'usage qui est fait de l'eau stockée. Un stockage peut se faire dans des retenues alimentées par des écoulements gravitaires (rivières ou interception d'eau de ruissellement) ou bien dans des réserves remplies par pompage en nappes ou rivières. Un même stockage peut contribuer à plusieurs usages : la production d'électricité, la régulation des crues, l'alimentation en eau potable, l'irrigation, le loisir ou encore le soutien d'étiage. L'eau présente dans ces stockages est sujette à évaporation, il s'agira alors d'eau consommée.

Les usines de dessalement sont peu développées en France ; on les trouve uniquement dans certaines îles (Saint-Martin, Mayotte, Sein, etc.). Le procédé de dessalement est très consommateur d'énergie. Par exemple, les techniques les plus récentes d'osmose inverse consomment entre 2,25 et 3 kWh par mètre cube d'eau dessalée (Magni *et al.*, 2025), soit 1 à 2 ordres de grandeur de plus que pour une eau de rivière, ou autant d'énergie que pour mettre cette eau sous une pression de 100 bars. De plus, le dessalement s'accompagne de rejets de saumure, généralement à moins de 10 km des côtes, qui peuvent perturber le fonctionnement des écosystèmes (Eyl-Mazzega et Cassignol, 2022).

Les transferts consistent à détourner les eaux d'un bassin-versant par des ouvrages afin d'alimenter des bassins en déficit présent ou à venir. Les eaux détournées ne rejoindront parfois jamais le bassin-versant du fleuve d'origine. Les transferts entre bassins fluviaux demeurent limités, compte tenu de leur coût économique et énergétique et de leur faible acceptabilité sociale (Euzen *et al.*, 2017).

La REUT consiste à utiliser des eaux usées (domestiques, industrielles ou issues des activités tertiaires) après traitement dans une station d'épuration (chapitre 10). Cette technique se substitue aux prélèvements directs dans la ressource en eau, qui seraient faits pour le même usage. Toutefois, cette eau réutilisée ne viendra pas alimenter les milieux naturels ; il s'agit donc d'une forme de prélèvement indirect, excepté si la REUT est mise en place au niveau de stations d'épuration rejetant en mer. De plus, pour être réutilisées, ces eaux usées font généralement l'objet de traitements complémentaires onéreux et énergivores.

Les prélèvements sont aujourd'hui estimés à partir de volumes déclarés par les usagers, tandis que les consommations sont estimées à partir d'hypothèses appliquées à ces prélèvements.

■ Comment mesurer les prélèvements et les consommations ?

Les prélèvements recensés

En France, les prélèvements d'eau sont recensés dans la Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (BNPE) de l'Office français de la biodiversité. Ces données sont issues des déclarations des préleveurs soumis à redevance auprès des agences de l'eau. Les redevances s'appliquent à l'utilisateur premier de la ressource, selon le secteur auquel il appartient : production d'eau potable, usage principalement industriel, usage principalement agricole, canaux et refroidissement des centrales électriques.

La BNPE constitue la base de données la plus complète à ce jour. Toutefois, elle présente certaines limites si l'on souhaite l'utiliser pour établir un bilan complet des prélèvements :

- elle ne concerne que les usagers prélevant plus de 10 000 m³ d'eau par an (ou 7 000 m³ en zones de tension sur la ressource en eau⁴). Or, les forages domestiques et certains forages agricoles peuvent être inférieurs à ces seuils de déclaration. Le suivi de ces forages apparaît d'autant plus délicat qu'ils ne sont pas systématiquement déclarés en mairie, alors qu'ils devraient l'être⁵. Leur connaissance se révèle essentielle, car leur multiplication exerce une pression importante dans certaines zones et à certaines périodes de l'année ;
- la déclaration dans la BNPE étant annuelle, cette base de données ne permet pas d'identifier les tensions saisonnières ;
- elle ne permet pas d'identifier l'usage final de la ressource. En effet, l'objet de la BNPE est d'appliquer une redevance à l'exploitant de l'ouvrage de prélèvement. Aussi, un industriel qui aura recours à de l'eau potable ne sera pas identifié dans l'usage principalement industriel de la BNPE, mais apparaîtra dans les volumes de production d'eau potable, sans pouvoir le distinguer des autres usagers d'eau potable, notamment des ménages.

D'autres bases intégrant des données plus spécifiques relatives à l'eau existent :

- celle des installations rejetant des polluants (Irep) intègre des données de prélèvements et de rejets d'eau des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)⁶ ;
- celle des organismes uniques de gestion de l'irrigation agricole (OUGC). Toutefois, ces données ne sont pas publiques ;

4. Appelées « zones de répartition des eaux », au titre de la réglementation.

5. Le décret n° 2008-652 du 2 juillet 2008 prévoit que tous les forages soient systématiquement déclarés en mairie.

6. <https://www.georisques.gouv.fr/donnees/bases-de-donnees/installations-industrielles-rejetant-des-polluants>.

- celles des services déconcentrés de l'État et des mairies sur les ouvrages de prélèvements, notamment sur le nombre et la localisation des forages inférieurs à 10 000 m³. Néanmoins, ces données ne sont pas publiques.

Afin de consolider une base de données nationale, il serait opportun d'améliorer la transparence en rendant publiques toutes les informations relatives aux prélèvements d'eau, ainsi que de veiller à l'interopérabilité des différentes bases de données existantes.

Les systèmes de mesure

Les prélèvements par pompage sont généralement équipés de compteurs de volume, dont les relevés permettent l'estimation directe des prélèvements annuels avec une bonne précision. L'utilisation de compteurs connectés, permettant des relevés à des échelles de temps beaucoup plus fines, est encore très peu répandue, et ces données infra-annuelles ne font pas l'objet de déclaration.

Les prélèvements par les systèmes à surface libre, pour lesquels les compteurs de volume classiques ne sont pas adaptés, nécessitent en plus la mesure des hauteurs d'eau, dont est déduit le débit par des lois hydrauliques ou par une mesure complémentaire des vitesses d'écoulement grâce à des systèmes coûteux (ultrasons, à effet Doppler). Ces débits et hauteurs évoluant dans le temps, des mesures en continu sont nécessaires. Ces infrastructures de mesure donnent une image temporelle précise des prélèvements par les principaux secteurs (navigation, agriculture, refroidissement des centrales nucléaires, etc.) ; en revanche, la gestion de tels systèmes est souvent trop complexe pour de petites structures (notamment à vocation agricole). Ainsi, moins de la moitié des données de prélèvements pour l'irrigation est obtenue à partir de mesures directes, le reste étant estimé par forfait ou par des estimations indirectes (temps de pompage, par exemple). Il en résulte une incertitude élevée sur ces informations. De la même manière, les rejets, plus diffus que les points de prélèvements, sont rarement mesurés et demeurent mal connus.

L'estimation des consommations

Pour passer des prélèvements aux consommations, on utilise des facteurs de consommation, appliqués aux différents secteurs préleveurs. Ces facteurs sont estimés à partir de ressources bibliographiques et d'analyses de données (Arambourou *et al.*, 2024). Ainsi, les consommations ne correspondent en aucun cas à des mesures réelles.

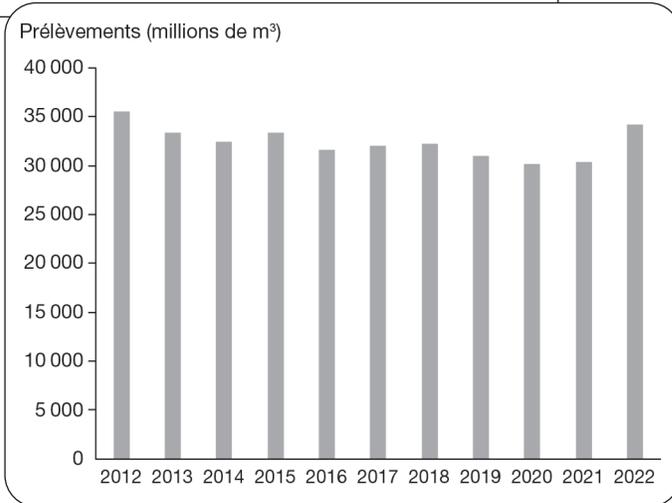
Pour l'irrigation sous pression (c'est-à-dire l'aspersion, qui représente 87 % des surfaces irriguées, et l'irrigation localisée, qui représente 9 % des surfaces irriguées ; Arambourou et Ferrière, 2025), il est considéré que la majorité (entre 70 % et 100 %) de l'eau prélevée est consommée, car évapotranspirée par les cultures (Serra-Wittling et Molle, 2017). À l'opposé, pour l'irrigation gravitaire (4 % des surfaces irriguées), le taux de restitution au milieu est estimé entre 40 % et 80 %⁷ (corrélativement, la consommation varie entre 20 % et 60 %).

7. À ce sujet, se référer aux travaux réalisés dans le secteur Rhône-Méditerranée, principale zone concernée par ces pratiques (Alkassem-Alosman, 2016).

■ Qui prélève et qui consomme sur le territoire français aujourd'hui ?

En 2020, en France hexagonale, on estime que 30,2 milliards de mètres cubes d'eau ont été prélevés⁸. Les prélèvements annuels sont relativement stables dans le temps (figure 2.2), ils oscillent autour de 31 milliards de mètres cubes depuis les années 1990 (SDES, 2023).

Figure 2.2. Prélèvements totaux (en millions de mètres cubes) en France hexagonale et en Corse au cours de la période 2012-2022. Source : BNPE.

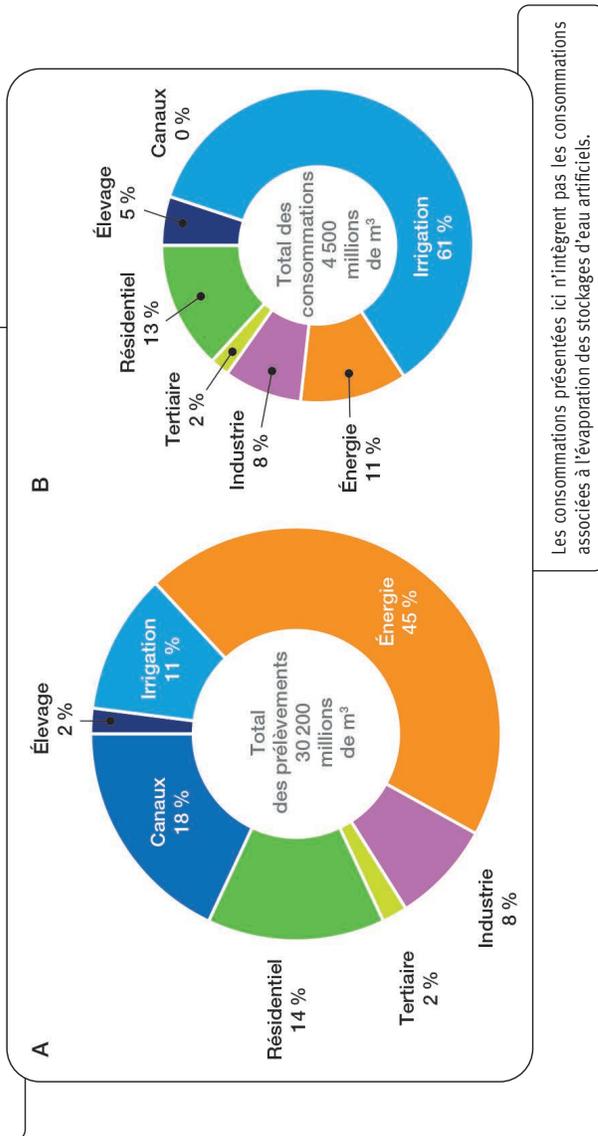


Le secteur de la production d'énergie représente environ 45 % des prélèvements (figure 2.3), qui sont essentiellement destinés au refroidissement des centrales nucléaires. Cette situation est le reflet du mix énergétique de la France, marqué par un import massif d'énergies fossiles (pour les transports, le chauffage, l'industrie, etc.) et un recours à l'électricité reposant très majoritairement sur une production nucléaire nationale.

Plus de 90 % des volumes d'eau prélevés pour l'agriculture sont destinés à l'irrigation, le reste est dédié aux élevages. En 2020, environ 3,3 milliards de mètres cubes ont été prélevés pour l'irrigation. Cela représente environ 1900 m³ d'eau prélevée par hectare de surface irriguée (pour un total de 1,8 million d'hectares), soit 190 mm (Datalab, 2024). Rapportés à la surface, les légumes, les vergers, le soja, le maïs et les pommes de terre sont les cultures qui demandent le plus d'eau. Compte tenu des surfaces totales de

8. Malgré la crise de la Covid-19, l'année 2020 ne présente pas de différence significative par rapport aux années antérieures et postérieures.

Figure 2.3. Contribution des différents secteurs d'activité aux prélèvements (A) et aux consommations (B). Source : Arambourou et al., 2024.



maïs (grains et semences), ce dernier représente, et de loin, la culture la plus irriguée en France (33 %). L'ensemble des fruits et légumes ne représente que 15 % du total des surfaces irriguées (Agreste, 2023).

Ces surfaces sont irriguées d'abord pour des produits exportés, qu'ils soient à usage d'alimentation animale ou humaine (34 % des surfaces irriguées). Vient ensuite la production d'aliments consommés nationalement par les animaux (28 %), puis la production d'aliments consommés nationalement par les humains (26 %). Ces surfaces peuvent être converties en volume d'eau, en considérant les quantités d'eau moyennes prélevées pour chaque type de culture⁹. Les volumes prélevés se font peu ou prou à parts égales (environ 30 % chacun) entre alimentation humaine intérieure, alimentation animale intérieure et exportations (pour l'alimentation humaine et animale) (figure 2.4).

En 2020, en France hexagonale, on estime la consommation à 4,5 milliards de mètres cubes, hors évaporation des plans d'eau. La répartition sectorielle de la consommation diffère sensiblement de celle des prélèvements. Plus de 60 % de l'eau est consommée pour l'agriculture — la majorité de l'eau prélevée pour ce secteur est consommée par les plantes par évapotranspiration.

En intégrant la consommation des retenues artificielles (évaporation), dont l'usage est difficilement attribuable à un secteur faute de données disponibles, la consommation totale atteindrait 5,5 milliards de mètres cubes.

■ Quelles évolutions au cours des dix dernières années ?

Des prélèvements pour l'irrigation qui dépendent des conditions météorologiques

Les prélèvements pour l'irrigation varient d'une année à l'autre (figure 2.5), notamment en raison des variations de précipitations au cours de la période d'irrigation, de mai à septembre. L'évolution des prélèvements est également étroitement liée à celle des assolements et, dans une moindre mesure, du matériel d'irrigation.

Une partie (20 %) de l'eau potable produite a été réallouée aux usages industriels et tertiaires, les 80 % restant sont destinés à l'usage résidentiel. Nous avons considéré que le tertiaire représentait, dans la BNPE, 20 % des prélèvements des activités économiques et l'industrie 80 %. L'eau utilisée pour les élevages intensifs est intégrée dans l'industrie.

Pour évaluer l'évolution de la dynamique d'irrigation indépendamment des variations interannuelles liées aux conditions météorologiques et aux rotations culturales, on compare les surfaces irrigables — c'est-à-dire équipées en irrigation¹⁰ — en 2010 et en 2020 (Arambourou et Ferrière, 2025 ; Loubier *et al.*, 2024). Dans tous les bassins-versants, elles augmentent (figure 2.5), notamment afin d'augmenter les rendements

9. Enquêtes sur les pratiques culturales de 2013 et 2017.

10. Les surfaces équipées sont supérieures aux surfaces réellement irriguées, l'irrigation dépendant des conditions météorologiques.

Figure 2.4. Volumes prélevés (en milliards de mètres cubes) pour les productions agricoles par usage aval en France en 2020. Source : Arambourou *et al.*, 2024.

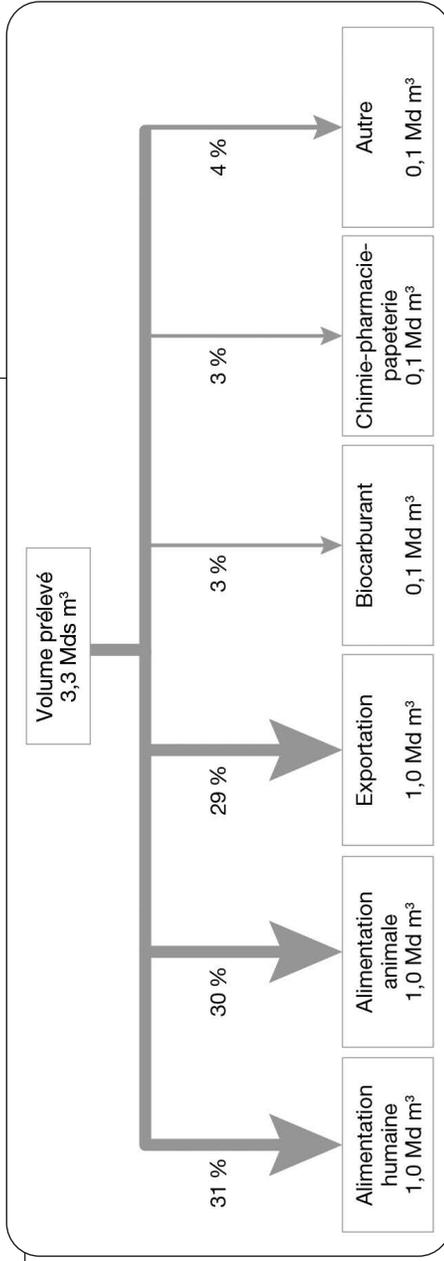
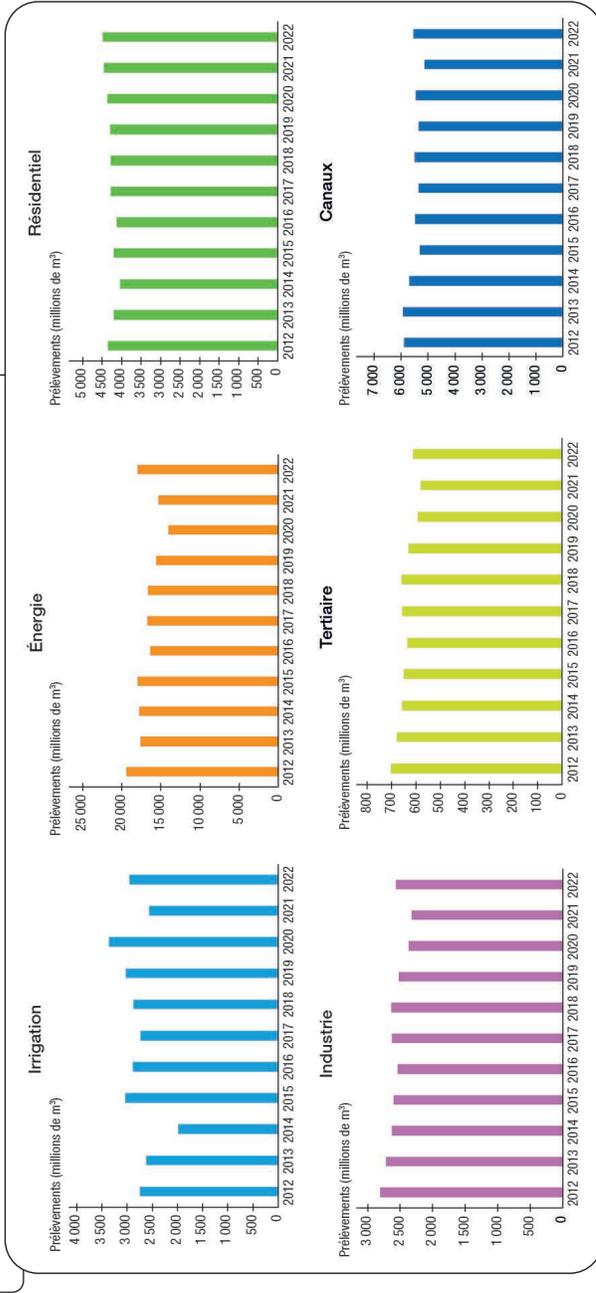


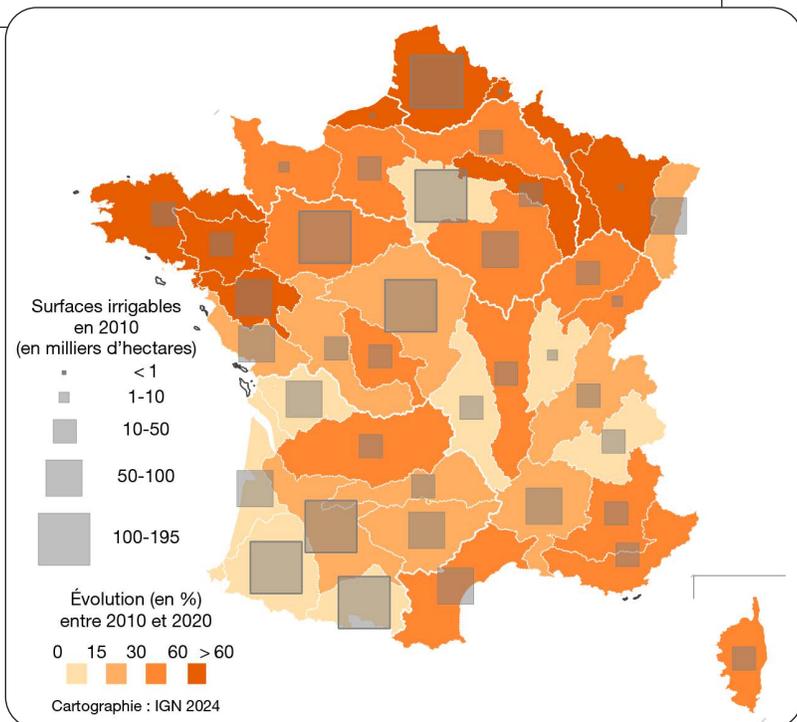
Figure 2.5. Évolution des prélèvements (en millions de mètres cubes) des différents usages entre 2012 et 2022. Source : BNPE.



et de sécuriser les productions. Les augmentations sont bien plus importantes dans le Nord, l'Est et la Bretagne avec des croissances supérieures à 60 % (figure 2.6). Ainsi, le développement de l'irrigation est surtout marqué dans des territoires où elle était relativement moins développée.

Dans le nord de la France, ce développement est lié à l'irrigation des pommes de terre et des légumes destinés à l'industrie agroalimentaire (carottes et petits pois, par exemple) pour répondre notamment aux cahiers des charges en matière de calibre. Dans le Sud, l'irrigation de la vigne de cuve s'accroît fortement, avec une multiplication par 2,5 des surfaces irrigables entre 2010 et 2020, pour atteindre plus de 20 % des surfaces viticoles dans le bassin-versant des fleuves côtiers du Languedoc. Cela répond à des objectifs de sécurisation des rendements, de pilotage des taux d'alcool du vin et, plus largement, de ses qualités organoleptiques. Les surfaces de fourrages et de prairies permanentes irriguées augmentent de deux tiers entre 2010 et 2020, ce qui met en évidence des stratégies de sécurisation du fourrage dans des zones d'élevage jusqu'à présent encore peu irriguées.

Figure 2.6. Évolution des surfaces irrigables dans 40 bassins-versants entre 2010 et 2020. Source : France Stratégie, d'après une analyse du recensement général agricole 2010 et 2020.



Encadré 2.2. Nous importons plus d'eau que nous n'en exportons

L'empreinte eau, initialement développée en 2002 (Chapagain et Hoekstra, 2004), constitue l'analogie hydrique de l'empreinte carbone. L'empreinte eau liée à la consommation nationale est définie comme le volume d'eau douce nécessaire à la consommation de biens et de services d'un pays. Elle possède une composante interne, le volume d'eau utilisé sur le territoire national auquel on soustrait le volume d'eau exporté à travers les biens et les services, et une composante externe, l'empreinte eau d'importation, qui correspond au volume d'eau utilisé dans d'autres pays pour fournir les biens et les services importés et consommés par la population. On peut la résumer ainsi :

Empreinte eau liée à la consommation nationale = (eau utilisée sur le territoire – eau exportée à travers les biens et services) + eau importée à travers les biens et les services

Le volume d'eau utilisé sur un territoire est constitué :

- d'eau bleue, c'est-à-dire le volume d'eau douce issu des nappes et des rivières utilisés pour produire les biens et les services ;
- d'eau verte, c'est-à-dire essentiellement le volume d'eau de pluie évapotranspirée par les cultures ;
- d'eau grise, c'est-à-dire le volume d'eau douce nécessaire à la dilution des rejets pollués pour respecter les normes de qualité nationales.

Au cours de la période 1996-2005, l'empreinte eau liée à la consommation nationale s'élève en France à 106 milliards de mètres cubes par an, dont 53 % sont constitués par de l'eau provenant du territoire national et 47 % par de l'eau provenant de territoires extérieurs. Ainsi, près de la moitié de l'eau utilisée pour la consommation de biens et de services de la population française provient de ressources extérieures au pays. Sur ces 47 %, 41 % sont liés à la production de denrées agricoles et 6 % aux productions industrielles. Cette eau importée provient notamment de territoires présentant des tensions sur leur ressource, tels que l'Espagne et le Maroc pour l'importation de fruits et légumes et l'Inde pour l'importation de coton*.

Lorsque l'on compare les volumes d'eau exportés à ceux importés *via* les biens et les services, il ressort qu'au cours de la période 1996-2005, la France est importatrice nette d'eau avec un déficit de 13 milliards de mètres cubes par an (Ertug Ercin *et al.*, 2013).

Dans ce mode de calcul de l'empreinte eau, la composante eau bleue apparaît relativement faible par rapport à l'empreinte eau verte (8 % et 76 % respectivement de l'empreinte eau liée à la consommation nationale). Ce calcul global masque néanmoins les disparités spatiales et temporelles en matière de prélèvements d'eau bleue, qui expliquent les situations de tension : les prélèvements pour l'irrigation agricole, notamment, s'exercent majoritairement lors des périodes d'étiage.

* L'eau prélevée en Espagne est constituée d'eau renouvelable à 49 % ; ce chiffre s'élève à 60 % au Maroc et à 63 % en Inde (<https://www.sdg6data.org/fr/tables>). Un stress hydrique est considéré quand plus de 25 % de la ressource renouvelable est prélevée.

La proportion de maïs (grains et semences) irrigué vis-à-vis de la superficie totale irriguée ne cesse de diminuer : elle était de 49 % en 2000 et de 41 % en 2010 pour atteindre 33 % en 2020 (Loubier *et al.*, 2024).

Une diminution des prélèvements pour l'énergie

On observe une tendance à la diminution des prélèvements associés au secteur de l'énergie entre 2012 et 2022 (figure 2.5). Elle s'explique principalement par la baisse de la production d'électricité d'origine nucléaire, en raison d'une plus faible disponibilité des centrales liée non seulement au vieillissement du parc et aux opérations de maintenance, mais également à la fermeture de la centrale de Fessenheim à l'été 2020 et, dans une moindre mesure, par la réduction de la production d'électricité à partir d'énergies fossiles.

Une stagnation des prélèvements des ménages

Les prélèvements d'eau potable destinés à un usage résidentiel sont estimés entre 4 et 4,4 milliards de mètres cubes par an entre 2012 et 2022 (figure 2.5), soit environ 14 % des prélèvements totaux. Les prélèvements annuels par habitant, incluant les fuites des réseaux et les pertes lors de la potabilisation, sont stables autour de 66 m³/an ou 181 l/hab/j.

Une diminution des prélèvements industriels

Dans le secteur industriel, une baisse des prélèvements totaux est observée depuis 10 ans (figure 2.5) du fait de la désindustrialisation, d'une part, et de l'amélioration des procédés, d'autre part, notamment grâce à la mise en place de circuits de refroidissement fermés (Fenarive, 2019).

Les prélèvements que nous décrivons ici n'intègrent pas les prélèvements réalisés à l'étranger pour satisfaire la consommation nationale de biens et de services. De même, l'eau prélevée en France destinée à la production de biens et de services exportés n'est pas défalquée. Au début des années 2000, afin de prendre en compte ces imports et exports d'eau, le concept d'empreinte eau a été introduit (encadré 2.2).

Une hétérogénéité spatiale et temporelle

I Une variabilité spatiale qui reflète des spécificités territoriales

Les prélèvements et les consommations en eau sont généralement appréhendés à une échelle nationale ou bien à l'échelle des grands bassins hydrographiques. Or, les tensions sont souvent très localisées, non seulement parce que les usages diffèrent, mais également parce que la ressource est inégalement répartie dans l'espace. C'est pourquoi une meilleure connaissance de la répartition spatiale des prélèvements et des consommations se révèle indispensable.

En fonction des activités dominantes dans les territoires, les volumes prélevés varient largement. Dans le Nord, les prélèvements se font en majorité pour les canaux de navigation, tandis que dans la vallée du Rhône ils sont majoritairement destinés au refroidissement des centrales nucléaires (figure 2.7). Les prélèvements liés au refroidissement des centrales nucléaires en circuit ouvert¹¹ situées le long du Rhône (huit réacteurs sur les trente-huit en bord de fleuve) représentent près de 80 % des prélèvements du secteur énergétique et 38 % des prélèvements totaux (Arambourou *et al.*, 2024).

En comparaison des prélèvements, les profils des consommations sont beaucoup moins hétérogènes. En effet, les consommations pour l'agriculture sont majoritaires dans quasiment tous les territoires (figure 2.7). Les consommations d'eau agricole sont particulièrement élevées dans les territoires très irrigués. Ainsi, plus de 85 % des consommations se concentrent dans trois bassins hydrographiques (Adour-Garonne, Rhône-Méditerranée et Loire-Bretagne) qui représentent 68 % des surfaces agricoles¹².

Les consommations liées à l'évaporation dans les stockages artificiels, non représentés sur la figure 2.7, sont concentrées dans le Centre (essentiellement pour l'activité agricole), les Alpes (essentiellement pour la production d'hydroélectricité et l'activité agricole) et les grands lacs de la Seine (essentiellement pour l'adduction en eau potable et la protection contre les inondations).

I Des prélèvements et des consommations accrus en période estivale

La variabilité temporelle des prélèvements et des consommations est aujourd'hui difficile à appréhender, faute de données infra-annuelle. Or, les tensions sur la ressource surviennent au cours de certaines périodes de l'année.

Compte tenu des profils de prélèvements des différents secteurs, nous pouvons estimer ces prélèvements mensuellement, grâce notamment au logiciel d'analyse Strateau¹³ (Maugis *et al.*, 2020) développé par le Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema ; figure 2.8). Par ailleurs, nous avons estimé la demande en eau d'irrigation théorique mensuelle à partir d'un bilan hydrique basé sur le modèle de la FAO (Allen *et al.*, 1998) appliqué aux différentes cultures répertoriées¹⁴ dans les zones équipées en irrigation.

La variabilité temporelle s'explique principalement par l'irrigation et, dans une moindre mesure, par la production d'énergie (figure 2.8). La demande en eau d'irrigation est concentrée au cours des mois les plus chauds de l'année (juillet et août), quand la

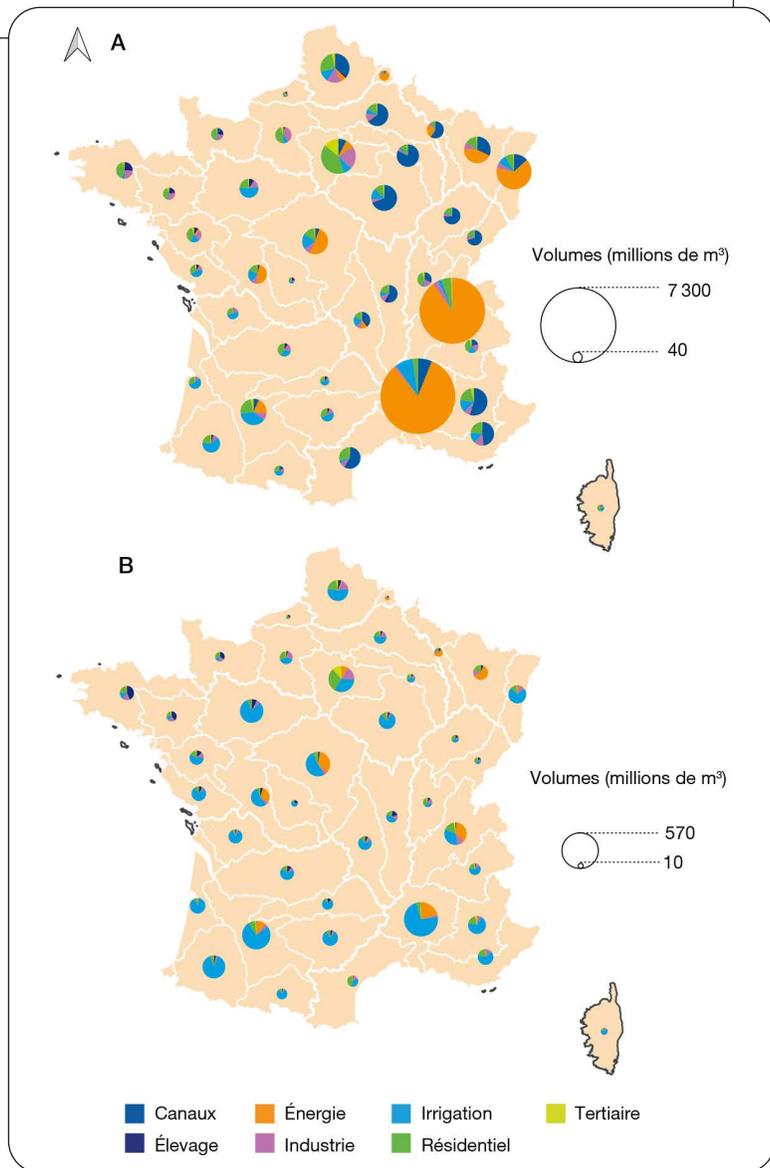
11. Il existe deux types de circuit de refroidissement : les circuits ouverts et les circuits fermés. Les premiers prélèvent 20 fois plus d'eau que les seconds, pour une même quantité d'énergie produite. Cependant, les circuits fermés en consomment 25 % de plus que les circuits ouverts.

12. Données BNPE.

13. Logiciel qui évalue la demande en eau à partir de bases de données, remises à jour dans ce travail.

14. Les surfaces utilisées proviennent du registre parcellaire graphique : <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/rpg-2020-registre-parcellaire-graphique/>.

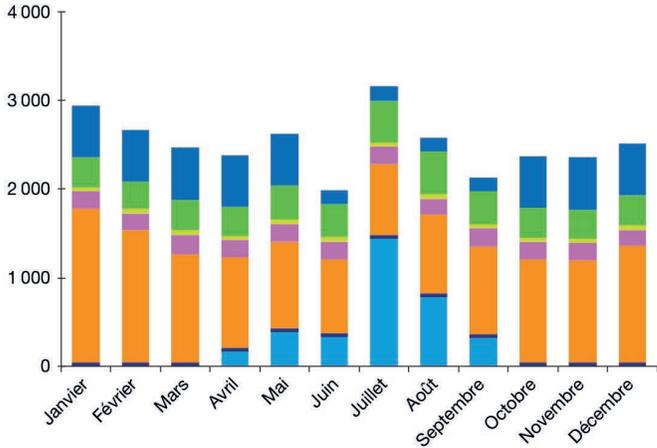
Figure 2.7. Prélèvements (A) et consommations — hors stockages — (B) en 2020 à l'échelle de 40 bassins-versants. Source : France Stratégie.



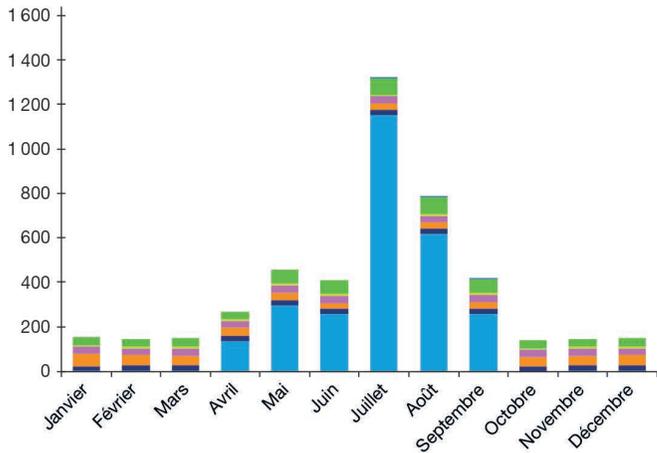
Les consommations liées à l'évaporation des stockages artificiels ne sont pas représentées.

Figure 2.8. Prélèvements (A) et consommations (B) mensuelles en 2020 en France hexagonale et Corse, estimés à partir du logiciel Strateau (en millions de mètres cubes).

A Prélèvements, en millions de m³



B Consommations, en millions de m³



■ Canaux ■ Tertiaire ■ Énergie ■ Irrigation
 ■ Résidentiel ■ Industrie ■ Élevage

ressource en eau est la moins abondante dans les milieux. Aussi, des tensions entre les différents usages anthropiques, mais également sur les écosystèmes qui nécessitent de l'eau pour leur fonctionnement (chapitre 3 ; Marson *et al.*, 2024), sont susceptibles d'apparaître. Au contraire, les prélèvements d'eau associés au secteur énergétique sont plus importants en hiver. Concernant les prélèvements domestiques, s'ils sont relativement stables sur l'année, leur répartition géographique varie, avec une augmentation dans les zones touristiques à certaines périodes de l'année et une diminution corollaire dans d'autres territoires.

Dans le futur, la diminution de la ressource en eau qui pourrait advenir dans le sud de l'hexagone (chapitre 1), couplée à une demande croissante pour l'irrigation liée notamment à une diminution des précipitations et à l'augmentation de l'évapotranspiration de référence, pourrait se traduire par un accroissement des tensions en période estivale.

Conclusion

L'accès à l'information sur les prélèvements et les consommations est essentiel pour mieux caractériser les usages, anticiper et gérer les situations de tension. Au-delà des données réglementaires (liées généralement à une redevance), supposant une mesure directe annuelle ou un forfait, on peut s'attendre à l'avenir à un bénéfice important de l'information spatiale pour affiner la connaissance de certains usages (comme les usages pour l'irrigation, Courault *et al.*, 2024 ; ou l'évaporation des plans d'eau), en particulier leur répartition spatiale et temporelle.

Les prélèvements et les consommations en eau varient largement entre territoires et au cours de l'année. Des tensions sur la ressource en eau sont d'ores et déjà perceptibles à certaines périodes de l'année. En lien avec le réchauffement climatique, ces tensions pourraient s'aggraver dans le futur, du fait d'une diminution de l'eau disponible (notamment dans le sud et l'ouest de la France) d'une part et de l'augmentation de la demande en eau de certains usages (notamment de l'irrigation) d'autre part. Afin d'anticiper ces tensions, il se révèle aujourd'hui indispensable de conduire des études territorialisées couplant évolution de la demande et évolution de la ressource et prenant en compte les besoins des écosystèmes.

Références bibliographiques

- Alkassem-Alosman M., 2016. Caractérisation des irrigations gravitaires au moyen d'un modèle d'écoulement et de mesures in situ : application à l'optimisation de l'irrigation du foin de Crau par calan, thèse, université d'Avignon et des Pays du Vaucluse.
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M., 1998. Crop evapotranspiration — Guidelines for computing crop water requirements, FAO irrigation and drainage, 56, FAO, Rome.
- Arambourou H., Ferrière S., Miquel Oliu-Barton M., 2024. Prélèvements et consommations d'eau : quels enjeux et usages ?, France Stratégie, Paris, 16 p.

- Arambourou H., Ferrière S., 2025. La demande en eau. Prospective territorialisée à l'horizon 2050, France Stratégie, Paris, 160 p.
- Chapagain A.K., Hoekstra A.Y., 2004. Water footprints of nation. Volume 1: main report, UNESCO-IHE, Delft, Pays-Bas.
- Chaussade J.-L., Pellay M., 2012. Les 100 mots de l'eau, Paris, Presses universitaires de France, 128 p.
- Courault D., Belaud G., Demarez V., Baghdadi N., Bailly J.-S., 2024. Contribution de la télédétection pour caractériser les zones irriguées et les prélèvements d'eau pour l'irrigation, *Sciences Eaux & Territoires*, 45, <https://doi.org/10.20870/Revue-SET.2024.45.8143>.
- Datalab, 2022. Évolution de la ressource en eau renouvelable entre 1990 et 2018, ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, Paris, 64 p.
- Datalab, 2024. L'irrigation des surfaces agricoles : évolution entre 2010 et 2020, ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, Paris, 4 p.
- Fédération nationale des associations de riverains et utilisateurs industriels d'eau (Fenarive), 2019. Les industries et l'eau : des actions concrètes pour préserver la ressource et les milieux, Courbevoie, 213 p.
- Ertug Erçin A., Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2013. Sustainability of national consumption from a water resources perspective: The case study for France, *Ecological Economics*, 88, 133-147.
- Eyl-Mazzega M.-A., Cassagnol E., 2022. « Géopolitique du dessalement de l'eau de mer », Études de l'IFRI, IFRI, Paris, 34 p.
- Loubier S., Scotti A., Pignard G., 2024. L'irrigation en France. État des lieux 2020 et évolutions, INRAE, Paris, 90 p.
- Magni M., Jones E.R., Bierkens, M.F., van Vliet M.T., 2025. Global energy consumption of water treatment technologies, *Water Research*, 277.
- Marson P., Corre L., Soubeyroux J.-M., Sauquet É., Robin Y. *et al.*, 2024. Explore2 — Rapport de synthèse sur les projections climatiques régionalisées, Météo France, INRAE, Institut Pierre-Simon Laplace.
- Maugis P., Valadier F., Piqueras U., 2020. STRATEAU, un nouvel outil de prospective sur les tensions sur l'eau — Application à la reconstitution des usages de l'eau en France métropolitaine, LSCE, Énergie demain.
- Molle F., 2015. Transferts d'eau interbassins, *in* Euzen A., Jeandel C., Mosseri R. (dir.), L'eau à découvert, CNRS Éditions, Paris, 2090-291.
- Organisation des Nations unies, 2009. UN World Water Development Report 2009, <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2009>.
- Serra-Wittling C., Molle B., 2017. Évaluation des économies d'eau à la parcelle réalisables par la modernisation des systèmes d'irrigation, Irstea, Paris, 150 p.
- Service des données et études statistiques (SDES), 2023. L'eau en France : ressource et utilisation — Synthèse des connaissances en 2022, ministères de l'Aménagement du territoire et de la Transition écologique, Paris.
- Service de la statistique et de la prospective (SSP), 2023. Graph'Agri 2022. L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires, Agreste, Paris, 224 p.
- Vandecasteele I., Bianchi A., Batista e Silva F., Lavalle C., Batelaan O., 2014. Mapping current and future European public water withdrawals and consumption, *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 407-416.

3. Choisir des débits écologiques : quels compromis entre usages et milieux ?

Nicolas Lamouroux, Maria Alp, Gaït Archambaud, Hervé Capra, Franck Cattaneo, Sophie Cauvy-Fraunié, Christian Chauvin, Thibault Datry, Maxence Forcellini, Patrick Lambert, Marion Langon, Yann Le Coarer, Mathis Loïc Messenger, Pierre Sagnes

La présence et les flux d'eau dans le paysage conditionnent les processus écologiques, géomorphologiques et biogéochimiques qui régissent les écosystèmes d'eau douce. L'eau agit comme une ressource ou un habitat pour les organismes vivants, un vecteur de connectivité et d'échange d'énergie, de matériaux et d'organismes et un agent de changement géomorphologique et de perturbation. Altérer le débit d'un cours d'eau peut donc avoir des effets importants sur sa biodiversité et les services écosystémiques associés.

C'est dans ce contexte que s'inscrivent les débits écologiques, définis internationalement comme « la quantité, la saisonnalité et la qualité des débits et des niveaux d'eau nécessaires à la durabilité des écosystèmes d'eau douce qui, à leur tour, soutiennent les cultures et le bien-être des humains, ainsi que les économies et moyens de subsistance durables » (Déclaration de Brisbane ; Arthington *et al.*, 2018). La détermination des débits écologiques repose sur une compréhension fine des interactions entre l'eau, les écosystèmes et les activités humaines. En intégrant à la fois des considérations écologiques, sociales et économiques, la définition de débits écologiques vise à trouver un compromis entre les besoins des milieux aquatiques et ceux des autres composantes de la société. Elle se place ainsi au cœur des enjeux de partage de l'eau.

Ce chapitre décrit le rôle central du régime hydrologique pour les écosystèmes aquatiques et l'état des connaissances sur les effets écologiques des altérations de débit. Il fait le point sur la réglementation des débits écologiques et décrit la pratique française permettant de les définir, avec ses limites et ses progrès, en la plaçant dans le contexte international. Enfin, le chapitre trace des perspectives pour une approche plus adaptative, dynamique et spatialisée des débits écologiques, dans un contexte de cours d'eau soumis à des pressions multiples et des changements rapides.

Pourquoi des débits écologiques ?

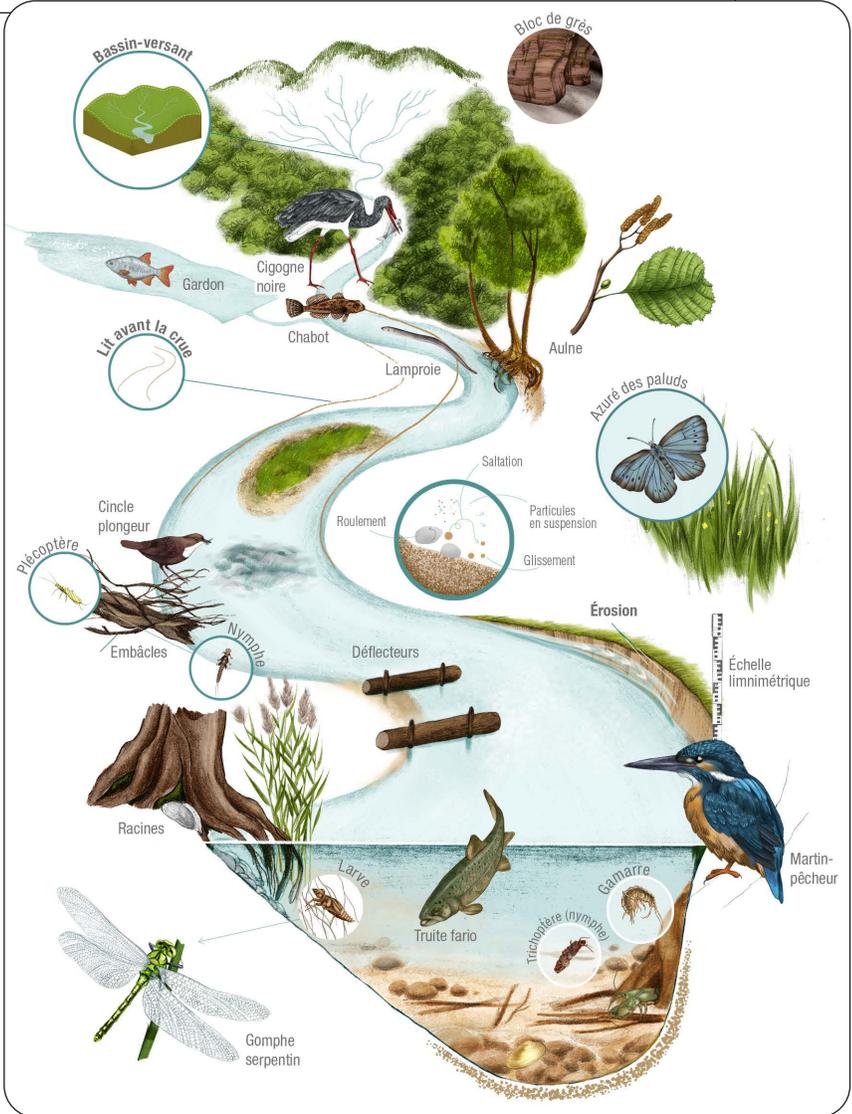
Les cours d'eau hébergent une grande diversité de formes de vie, des plus petits organismes (bactéries, protistes, champignons) aux plus gros (mammifères, reptiles), en passant par les algues, les macrophytes, les macroinvertébrés (insectes, crustacés,

mollusques), les amphibiens et les poissons (figure 3.1). Ces organismes peuvent être strictement aquatiques, avoir au moins un stade strictement aquatique, être semi-aquatiques ou utiliser partiellement les cours d'eau. La production primaire des cours d'eau est principalement assurée par les algues (phytobenthos, phytoplancton, périphyton) et les macrophytes (phanérogames, bryophytes). À cette source autochtone, s'ajoute une source allochtone issue de la décomposition micro et macrobienne de la production organique riveraine et de l'amont. Ainsi, microbes et macroinvertébrés sont indispensables à la transformation du carbone en matières organiques assimilables par les organismes aquatiques hétérotrophes. Des consommateurs primaires (macroinvertébrés et poissons) brouteurs, raclant le biofilm et les filtreurs, absorbant les nutriments en suspension dans la colonne d'eau, jouent un rôle majeur dans le maintien des équilibres trophiques. Ces consommateurs primaires sont la proie principale des prédateurs aquatiques et terrestres.

Les communautés aquatiques sont riches et forment des écosystèmes complexes où l'assemblage des espèces dépend en partie des conditions environnementales locales, des interactions inter et intraspécifiques (compétition, prédation, pathogène), des capacités de dispersion des espèces et des barrières géographiques. Même dans les conditions les plus extrêmes (eaux glacières, sources géothermales ou acides), des micro-organismes, des algues et des invertébrés composent des communautés résistantes et adaptées.

Parmi les conditions environnementales locales qui structurent les communautés aquatiques, le régime hydrologique est un paramètre central. En effet, le long d'un tronçon de cours d'eau (défini comme une longueur de cours d'eau comportant plusieurs séquences de faciès géomorphologiques de type cascade, radier, plat ou mouille), le débit génère une gamme particulière d'habitats hydrauliques caractérisés par des vitesses, des hauteurs d'eau, des types de substrats et des niveaux de turbulence. Ces caractéristiques hydrauliques conditionnent la présence de certaines espèces. En premier lieu, tous les organismes strictement aquatiques nécessitent une profondeur d'eau minimale pour se développer. De même, pour se déplacer, s'immerger, chasser, les organismes semi-aquatiques peuvent nécessiter une profondeur importante, par exemple pour la loutre. Par ailleurs, les zones turbulentes sont préférentiellement sélectionnées par certaines espèces de poissons (exemple des Salmonidés) et d'insectes (Blephariceridae) pour une meilleure oxygénation et/ou pour un plus fort apport de nourriture à filtrer (Simuliidae; voir Forcellini *et al.*, 2022). D'autres insectes (Ephemera), dépourvus d'adaptations morphologiques leur permettant de résister aux forts courants (griffes, ventouses) ou se nourrissant de fines particules de matière organique déposées sur le fond du lit de la rivière, sélectionnent préférentiellement les zones à faible courant. De même, certaines espèces végétales présentent des traits morphologiques spécifiques aux forts courants (rhizoïdes et crampons chez les bryophytes ou les algues Rhodophycées) ou aux habitats plus profonds et calmes (allongement des tiges, hampes florifères aériennes, feuilles flottantes). Enfin, la diversité des substrats offre une variété de micro-habitats

Figure 3.1. Illustration du fonctionnement des écosystèmes de cours d'eau.
Dessin de Justine Jacquot © justinejacquot-h.



indispensables aux besoins spécifiques des organismes en termes de refuges (abris hydrauliques, caches pour les proies), de reproduction (supports de fixation des pontes) ou de support pour certains organismes sessiles (bivalves, biofilm) ou pour des structures de filtration chez certains insectes (Hydropsychidae).

Altérations des débits : des impacts écologiques avérés

De nombreux retours d'expériences prouvent que l'altération (ou la restauration) de divers aspects du régime de débits (saisonnalité, variations, fréquences, durées des valeurs, et notamment des extrêmes) peuvent avoir d'importants effets écologiques (Poff *et al.*, 2010 ; Poff et Zimmerman, 2010). Ces retours d'expériences justifient pleinement la mise en place de débits écologiques, bien que des connaissances quantitatives générales (indépendantes du contexte local) qui permettraient une action optimale restent difficiles à identifier (Lamouroux *et al.*, 2018). Il est donc important de rappeler les retours d'expérience les plus convaincants, car tous les aspects du régime hydrologique n'ont pas nécessairement la même importance dans un contexte donné (Jowett et Biggs, 2006).

Le constat le plus fréquent concerne les effets écologiques négatifs (indiqués par des altérations de métriques biologiques) de réductions des débits d'étiage de plusieurs dizaines de pourcents (Carlisle *et al.*, 2011 ; Rolls *et al.*, 2012). À l'inverse, plusieurs études de cas mettent en évidence l'efficacité de restaurer les niveaux de débits d'étiage (Jowett et Biggs, 2006). L'exemple des communautés de poissons du Rhône restauré est particulièrement convaincant (Lamouroux *et al.*, 2015). Depuis 1999, les débits minimaux à l'aval de huit barrages du Rhône ont été augmentés, par des facteurs allant jusqu'à 10. Les modifications de structure de communautés ont été fortes, avec des proportions d'abondance de groupes d'espèces d'eaux courantes typiques des fleuves multipliées par 2 ou 3, en particulier dans les sites où les améliorations hydrauliques étaient importantes. Ces réponses ont pu être prédites par des modèles d'habitat construits avant restauration, pour la plupart sur des sites indépendants des sites restaurés.

Les retours d'expérience se sont multipliés ces dernières années concernant l'effet des assèchements et des altérations qu'ils provoquent. C'est un sujet important, car plus de 60 % du linéaire des cours d'eau hexagonaux est composé de tronçons qui cessent de s'écouler une partie de l'année (Messenger *et al.*, 2024). Ces périodes sans courant ou sans eau ont un rôle majeur dans l'organisation de la biodiversité et dans le fonctionnement écologique des réseaux hydrographiques. Leurs effets peuvent se détecter de manière décalée dans le temps (plusieurs mois après les remises en eaux) ou dans l'espace (effets visibles à l'aval des tronçons asséchés). La présence d'assèchements dans une chronique de débit est le principal déterminant hydrologique expliquant la structure des communautés biologiques, quel que soit le contexte biogéographique (Leigh et Datry 2017). Au-delà de la présence d'assecs, l'altération de la durée des assèchements (Leigh et Datry 2017) ainsi que l'accès aux refuges pendant les assecs

(Storer *et al.*, 2021) peuvent avoir d'importantes conséquences écologiques, dont des réductions de richesse spécifique. Ces constats ont conduit à des propositions de démarches pour prendre en compte les caractéristiques des assècs et des refuges dans l'implémentation de débits écologiques (Acuña *et al.*, 2020 ; Messenger *et al.*, 2023). Plusieurs pays englobant de vastes régions arides, comme l'Australie et l'Afrique du Sud, ont mis en œuvre des débits écologiques spécifiques aux rivières non pérennes (Seaman *et al.*, 2016).

En ce qui concerne les forts débits et les crues, parfois négligés lors des mises en œuvre de débits écologiques, la synthèse de Cattanéo *et al.* (2024) rappelle leur rôle écologique prépondérant. Les forts débits agissent sur un ensemble de processus hydro-morphologiques, chimiques et biologiques indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème, y compris pour les milieux estuariens et côtiers. Ces processus dépendent de différents événements hydrologiques (par exemple, *pulses* [pics de débit], crues éclair ou crues progressives et longues), caractérisés par leur intensité, durée et fréquence, qui sont les principales composantes modifiées lors d'altérations anthropiques.

En premier lieu, les forts débits influencent la diversité, la qualité et la quantité de l'habitat aquatique à différentes échelles spatio-temporelles. Ils façonnent le lit de la rivière et la plaine alluviale, créant une mosaïque d'habitats favorable à une biodiversité variée. Le maintien de cette mosaïque et de sa dynamique nécessite différents débits. Les *pulses* relativement fréquents, allant de plusieurs occurrences par année jusqu'à la crue biennale, participent au maintien de l'habitat et sont associés au décolmatage du substrat, à la mise en eau des annexes les plus connectées, ou à l'érosion de la végétation pionnière. Les crues plus intenses, longues, et donc plus rares sont nécessaires à la dynamique du chenal et des annexes hydrauliques, en générant par exemple la mobilisation d'éléments grossiers, l'inondation de la plaine et la recharge des nappes alluviales.

Les forts débits ont également un impact sur les cycles de vie et les dynamiques des espèces animales et végétales. Ils déterminent un régime naturel de perturbations à long terme auquel les organismes sont adaptés. Les altérations de ce régime conduisent généralement à une altération des communautés (Poff et Zimmerman, 2010) et favorisent le développement d'espèces exotiques moins exigeantes. Pour les communautés végétales, les crues hivernales ont un impact limité, puisque la végétation est en diapause. C'est alors plutôt la modification du régime par une gestion anthropique, avec des débits régulés et des crues brutales, y compris en période végétative, qui perturbe et modifie parfois drastiquement les peuplements. Chez les poissons et macroinvertébrés benthiques, les fortes crues réduisent généralement les effectifs et la biomasse des populations en générant de la mortalité et structurent les communautés (Piniewski *et al.*, 2017). Les forts débits, en fonction des conditions de température et de lumière, peuvent déclencher et favoriser la migration de nombreuses espèces diadromes et potamodromes (truite, saumon, anguille, brochet, etc.), notamment en améliorant l'accessibilité aux différents habitats. Ainsi, les espèces

diadromes présentent des fenêtres préférentielles de migration pour passer du milieu marin à leurs habitats continentaux et inversement (Arevalo *et al.*, 2021). Des modifications du régime hydrologique peuvent perturber les cinétiques de déplacement des poissons, y compris en dehors des périodes migratoires, ainsi que les dynamiques de populations (García-Vega *et al.*, 2018).

Enfin, les forts débits conditionnent les interactions avec les écosystèmes estuariens et marins côtiers et leur fonctionnement. L'eau qui va à la mer n'est pas « perdue » (Gillson, 2011) : les apports d'eau douce contrôlent la salinité et la turbidité des milieux estuariens et côtiers, ainsi que les flux de nutriments qu'ils reçoivent. La réduction du débit des fleuves contribue à la remontée vers l'amont de la zone d'influence marine et à la salinisation des milieux côtiers, ce qui modifie la structure des assemblages piscicoles et de macrofaune benthique, favorisant les espèces marines par rapport aux espèces sténohalines et typiquement estuariennes (Pombo *et al.*, 2005) et l'expansion d'une végétation halophile. Les forts débits sont les principaux événements pourvoyeurs de sédiments fins et de nutriments aux estuaires et aux milieux côtiers. Leur altération entraîne des modifications de la géomorphologie des zones côtières, une diminution des productivités primaire et secondaire de ces zones (Gillson, 2011), ainsi qu'une réduction de la connectivité entre les habitats lagunaires et le milieu marin, synonyme d'une moindre diversité. Par exemple, une réduction de 41 % du débit des rivières en mer Méditerranée dans un scénario futur possible de changement climatique et d'usage de l'eau pourrait entraîner une baisse de 10 % de la productivité primaire marine et de 6 % de la biomasse des espèces commerciales de poissons et d'invertébrés. Les réductions régionales pourraient atteindre respectivement 12 % et 35 %, ce qui perturberait les écosystèmes côtiers et marins et les secteurs socio-économiques qui y sont liés (Macias *et al.*, 2025)

Les cadres réglementaires en France

Réglementairement parlant, la question des débits écologiques concerne deux échelles spatiales principales, celle du tronçon de cours d'eau et celle d'un réseau hydrographique dans sa totalité (bassin-versant).

À l'échelle des tronçons de cours d'eau, la plupart des approches relatives aux débits écologiques relèvent des études d'impacts des ouvrages de prises d'eau. En France, la réglementation concernée est celle des débits réservés à laisser à l'aval des ouvrages construits dans le lit d'un cours d'eau (article L214-18 du Code de l'environnement et circulaires associées).

À l'échelle des bassins-versants, la question des débits écologiques prend une importance croissante au niveau international, du fait 1) du besoin de définir des standards (valeurs par défaut) de débits à maintenir dans les cours d'eau en l'absence d'études plus détaillées (Poff *et al.*, 2010 ; Snelder *et al.*, 2011) et 2) de réglementations impliquant la définition de débits écologiques à cette échelle (exemple de la directive-cadre

européenne sur l'eau [DCE] ; Acreman et Ferguson, 2010). Ces réglementations reflètent le besoin de partager la ressource en eau entre les usages et les milieux à l'échelle des bassins hydrographiques, dans un contexte de changement global. Un guide européen a été élaboré pour inciter à définir des débits écologiques à l'échelle des bassins-versants (Commission européenne, 2015). En France, c'est en particulier au travers des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage, qui sont la base des plans de gestion de 6 ans rapportés à l'Europe dans le cadre de la DCE) et des schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) que se traduit historiquement la réglementation sur la gestion quantitative des prélèvements, avec la définition de débits objectifs d'étiage et de volumes prélevables. Ces valeurs s'appliquent juridiquement aux décisions administratives prises dans le domaine de l'eau. Pour s'assurer de l'atteinte de ces objectifs, la mise en place de suivis hydrologiques et le recensement des prélèvements sont prévus dans les documents de planification.

Depuis 2023, le Code de l'environnement impose aux préfets coordonnateurs de bassins de fixer les volumes prélevables en période de basses eaux et leur répartition par catégorie d'usage (article R213-14). Il introduit également la possibilité de définir des volumes potentiellement disponibles pour les usages hors basses eaux (article R211-21-3), sujet pour lequel le Sdage Loire-Bretagne fixe déjà des préconisations. Ces nouvelles dispositions réglementaires s'appliquent aux autorisations de prélèvement délivrées par l'État. L'estimation de débits écologiques s'inscrit pleinement dans ce contexte réglementaire, qui prévoit que les volumes prélevables soient définis en respectant le bon fonctionnement des milieux aquatiques et les objectifs environnementaux des Sdage (articles R211-21-1 et R211-21-2). Ainsi, les débits écologiques constituent un élément d'aide à la décision pour l'État français et pour les acteurs du territoire dans la construction des projets de territoire pour la gestion de l'eau (PTGE).

La pratique française dans le contexte international

Des débits écologiques sont désormais mis en œuvre ou visés dans de nombreux pays (Arthington *et al.*, 2018) et au niveau international par le biais d'accords et de résolutions allant du régional au mondial (par exemple *via* les objectifs de développement durable, Dickens *et al.*, 2019). Cependant, les systèmes de gouvernance, les méthodes techniques et l'expertise, ainsi que les sources de données et les ressources financières varient considérablement d'une juridiction à l'autre, ce qui rend les comparaisons des programmes de débits écologiques à travers les frontières particulièrement difficiles (Messenger *et al.*, 2024). Le dernier état des lieux global des méthodes de détermination des débits écologiques remonte à 2003, mais décomptait déjà quelque 207 méthodes, enregistrées pour 44 pays (Tharme, 2003).

Les approches incluent en général une analyse hydrologique qui consiste à caractériser le régime de débit par des indicateurs et leurs altérations, puis à mobiliser les connaissances disponibles concernant les impacts écologiques de ces altérations.

Certaines approches incluent des aspects d'habitats hydrauliques. Elles impliquent alors une modélisation des conditions hydrauliques dans le cours d'eau (vitesses de courant, hauteur d'eau, forces qui s'exercent sur le fond), puis prennent en compte les exigences des espèces pour ces paramètres d'habitat. Introduire des indicateurs d'habitat dans la démarche a le grand avantage de prendre en compte la morphologie des cours d'eau concernés et les espèces en place, car une même altération de débit a des conséquences différentes pour différents cours d'eau. L'approche idéale est holistique : elle combine les approches précédentes avec une connaissance, experte et/ou empirique, de l'ensemble des besoins sociologiques et écologiques associés au cours d'eau (King *et al.*, 2003 ; Poff *et al.*, 2010).

Il n'y a pas de solution simple, presse-bouton, aux problèmes socio-environnementaux complexes comme celui de la définition de débits écologiques. C'est pourquoi la pratique française (Lamouroux *et al.*, 2018) a évolué vers une approche holistique simplifiée, qui combine une démarche générale de comparaison de scénarios (d'usages et/ou de climat) assortie d'outils permettant d'adapter au cas par cas la mise en œuvre et son degré de détail.

En France, une démarche générale en quatre étapes fait consensus (figure 3.2) :

- la description du contexte hydrologique et de ses altérations sous différents scénarios (d'usages et/ou de climat), l'idée étant d'identifier les paramètres écologiquement importants et leur degré d'altération ;
- la description du contexte écologique général, afin d'identifier les enjeux biologiques et les paramètres d'habitat plus ou moins liés au débit et pouvant jouer un rôle limitant ;
- le croisement des deux étapes précédentes, qui permet l'identification d'indicateurs éco-hydrologiques (certains traduits en habitat) exprimant au mieux les impacts présumés des scénarios considérés ;
- une comparaison multicritère des différents scénarios envisagés et de leurs effets sur les usages et les milieux, à l'issue de laquelle sont proposés des débits écologiques.

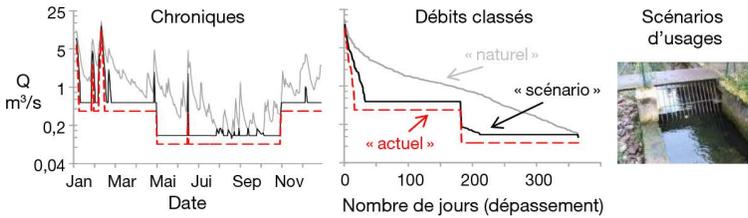
Cette démarche fait l'objet de formations annuelles auprès des gestionnaires et des services de l'État. Elle est cohérente avec la réglementation française et le guide européen sur le sujet (Commission européenne, 2015).

Cette approche de comparaison de scénarios correspond à la définition des débits écologiques comme des compromis entre usages et milieux. Elle a été préférée à une définition de besoin minimal des milieux, qui peut faire l'objet de mauvaises interprétations. En effet, définir un besoin minimal en eau pour les milieux suggère que l'usage du surplus de débit n'a pas d'impact environnemental, ce qui n'est pas raisonnable au vu, par exemple, du rôle écologique des forts débits (voir ci-dessus ; Cattaneo *et al.*, 2024). Les besoins des organismes aquatiques en termes de régime de débits n'étant que partiellement connus et quantifiés, la démarche proposée de comparaison d'indicateurs d'usage et d'indicateurs éco-hydrologiques permet de prendre des décisions collectives, tout en tenant compte des certitudes et incertitudes de la connaissance.

En termes d'outils mobilisables, elle permet de combiner des approches hydrologiques et d'habitat. L'approche hydrologique (figure 3.2, étape 1) permet de quantifier les altérations du régime hydrologique dans toutes ses dimensions (étiage, crue, variabilité, saisonnalité, fréquences et durées) entre les scénarios d'usages et des situations de

Figure 3.2. La démarche de définition des débits écologiques utilisée en France, d'après Lamouroux *et al.* (2018).

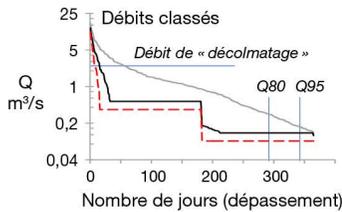
1) Contexte hydrologique et scénarios



2) Contexte écologique général



3) Identification des métriques pertinentes pour décrire les impacts sur les milieux et les usages



4) Comparaison multicritère des scénarios de gestion

Métrique	Naturel	Actuel	Scénario 1
Nombre de jours décolmatage	55	8	15
Nombre de jours connexion annexe	41	5	13
SPU Q95 chabot	158 m²	-21%	-6%
SPU Q80 chabot	203 m²	-38%	-27%
Habitat Q80 invertébrés rhéophiles	181 m²	-32%	-11%
Q moyen prélevé	0	1,09 m³/s	0,88 m³/s
Q total turbiné	0	3,4 10⁷ m³	2,8 10⁷ m³
Etc.			

référence (situation naturelle ou corrigée par les influences humaines, situation actuelle ou future sous climat modifié). Confronter cette approche hydrologique au contexte écologique (étape 2) permet d'identifier (étape 3) des indicateurs éco-hydrologiques caractérisant l'impact des usages sur les milieux. La prise en compte des usages dès la première étape est importante, car ils influent sur les indicateurs considérés. Par exemple, il est possible qu'un projet de microcentrale électrique ne modifie pas les débits d'étiage, lorsque le débit prélevable est inférieur au débit d'armement nécessaire pour entraîner les turbines.

Des modèles d'habitats hydrauliques, couplages de modèles hydrauliques des tronçons de cours d'eau avec des modèles de préférences biologiques, peuvent être mobilisés lors de l'étape 3. Notons que ces approches « habitat » se focalisent sur les débits faibles à modérés, gamme dans laquelle les modèles biologiques ont été établis. Il est alors possible de traduire certaines modifications hydrologiques en modifications des conditions hydrauliques (vitesse, hauteur d'eau), puis en modifications de la valeur de l'habitat hydraulique pour des espèces cibles.

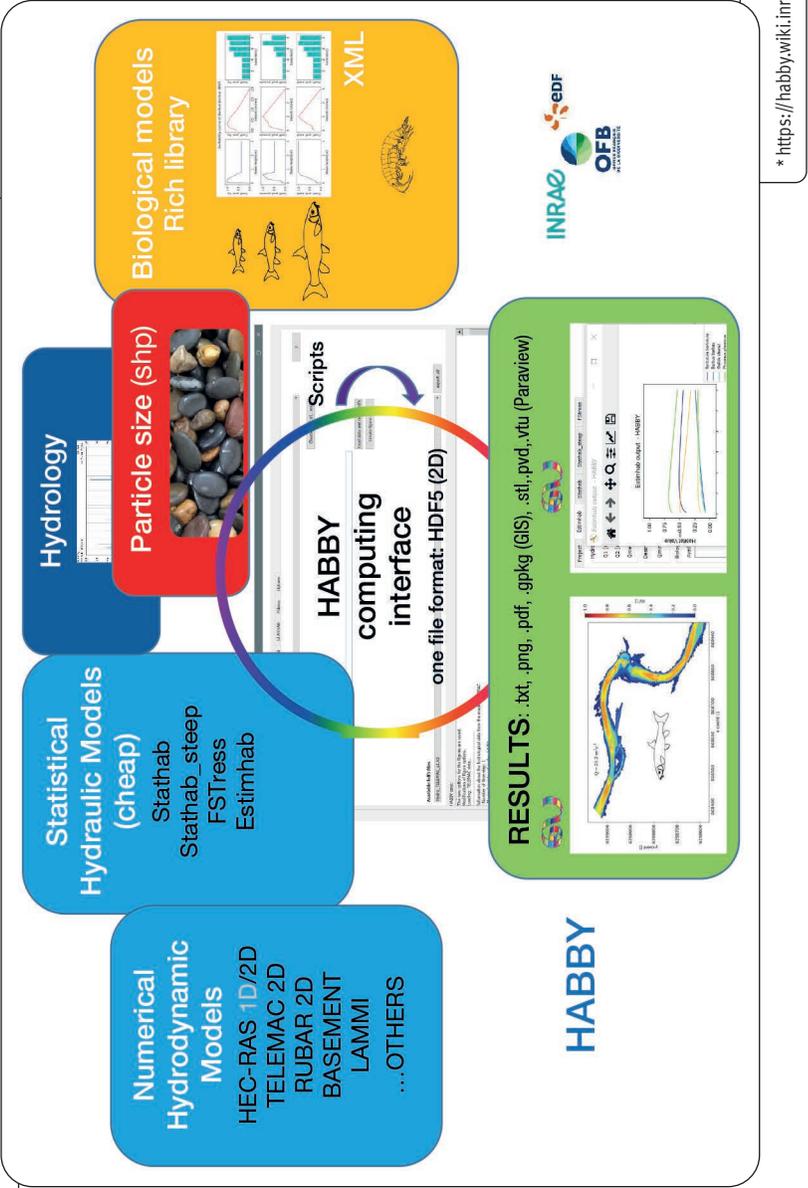
Les applications de la démarche à l'échelle des bassins-versants, en France comme ailleurs (Europe : Damiani *et al.*, 2021; Nouvelle-Zélande : Snelder *et al.*, 2011), ont été facilitées par trois types de développements. Premièrement, celui de modèles hydrologiques de bassin, qui prennent de plus en plus en compte les effets des prélèvements de débits et des usages à cette échelle (exemple : Bonneau *et al.*, 2023). Un ensemble de bases de données (notamment pour la température de l'eau¹) permet également d'améliorer la description du contexte environnemental. Deuxièmement, les applications de modèles d'habitat à l'échelle des bassins sont favorisées par le développement de modèles d'habitat simplifiés, basés sur une modélisation statistique très générale des vitesses, hauteurs d'eau et forces exercées sur le fond dans les cours d'eau (Lamouroux *et al.*, 2018). Troisièmement, les exigences biologiques pour les conditions hydrauliques locales sont maintenant documentées pour de nombreux taxa (Plichard *et al.* [2020] pour les poissons ; Forcellini *et al.* [2022] pour les macroinvertébrés), ce qui permet l'application de modèles d'habitat hydrauliques dans une très large gamme de cours d'eau. Ces exigences sont générales et traduisent, à l'échelle des microhabitats, les besoins physiologiques, les capacités d'alimentation ou de résistance au courant des espèces aquatiques en fonction de leurs stades de développement.

Par ailleurs, l'ensemble des modèles d'habitat disponibles ont été rassemblés dans des logiciels libres, modulaires et évolutifs (HABBY, figure 3.3, et Stathabmod²), autour desquels les formations sont organisées. Ainsi, en France, de nombreuses études de cadrage des débits écologiques à l'échelle des bassins-versants ont pu être mises en œuvre en intégrant des aspects hydrologiques et d'habitats : études « Estimation des volumes prélevables » dans la majeure partie du bassin Rhône-Méditerranée, études

1. <https://thermie-rivieres.inrae.fr/>.

2. <https://ecoflows.inrae.fr/software/>.

Figure 3.3. Le logiciel libre HABBY[®], modulaire, permet de coupler une très large gamme de modèles hydrauliques avec l'ensemble des modèles biologiques de sélection d'habitat disponibles.



* <https://habby.wiki.inrae.fr>

« Hydrologie-Milieus-Usages-Climat » dans le bassin de la Loire, guide de gestion quantitative pour les bassins de Bretagne, révision des débits objectifs d'étiage en Adour-Garonne (Floury *et al.*, 2013 ; Debrieux-Levrat *et al.*, 2024).

Certes, l'estimation des débits écologiques reste complexe et s'appuie sur l'expertise : elle nécessite avant tout une bonne connaissance de l'hydrologie locale et des usages anthropiques qui l'influencent, ce qui est rarement simple sur les bassins-versants en amont non jaugés et/ou les bassins fortement anthropisés (la connaissance d'une hydrologie de référence y est incertaine). Néanmoins, toute une panoplie de méthodes et d'outils est disponible pour aborder le partage de l'eau en prenant en compte, partiellement mais de manière appropriée, les besoins en eau des écosystèmes. La démarche doit également être adaptée dans le contexte des cours d'eau intermittents ou lorsque d'autres facteurs de contrôle (polluants par exemple) sont limitants pour la réponse biologique.

Les limites techniques des outils et les progrès

Les études de débits écologiques, même intégrées à l'échelle des bassins-versants, considèrent rarement les configurations spatiales des habitats ainsi que les processus de dispersion des organismes et la variabilité des besoins de leurs différents stades de développement. Néanmoins, des pistes permettent de mieux prendre en compte ces aspects (Acuña *et al.*, 2020 ; Messenger *et al.*, 2023). Par exemple, de nouvelles approches permettent de modéliser l'influence de la structure du réseau hydrographique et de la proximité relative des sites d'échantillonnage dans l'établissement de relations statistiques entre les débits et les populations (Larsen *et al.*, 2021).

Les connaissances sur les effets écologiques des variations sub-journalières rapides des débits progressent également (Insulaire *et al.*, 2024), ouvrant la porte à de nouveaux modèles de réponse biologique. Elles concernent notamment les effets de la production d'énergie de pointe (dite par éclusées). Ces éléments sont importants, car la gestion de certains barrages par éclusées se développe sans faire l'objet de réglementation en France, alors qu'elle a des effets sur l'habitat, la dérive et peut provoquer le piégeage et l'échouage des organismes lors des assèchements latéraux. En particulier, les zones peu profondes à proximité des berges, proposant des habitats clefs pour le développement des jeunes stades de vie de poissons, macroinvertébrés et plantes, sont particulièrement exposées aux assècs produits par ces variations de débits (Kennedy *et al.*, 2016). Des démarches ont été proposées pour minimiser ces effets (Hayes *et al.*, 2019) et des expérimentations innovantes ont été menées sur le Colorado pour tester l'efficacité de mesures d'ajustement des débits sur le recrutement et l'abondance de populations d'insectes (T. Kennedy, communication personnelle).

Par ailleurs, l'évolution des niveaux de nappes et des échanges entre nappes et cours d'eau est peu considérée, alors qu'elle est fondamentale pour la compréhension des régimes hydrologiques et de la durabilité des écosystèmes. Concernant ce point,

l'utilisation de modèles hydrogéologiques et de nouveaux cadres d'analyses aident à considérer les effets (et leur durabilité) des apports d'eau souterraine sur les débits et les habitats (Mohan *et al.*, 2023).

Les groupes biologiques pris en compte dans les études sont majoritairement les poissons, parfois les macroinvertébrés (Lamouroux *et al.*, 2015), rarement les autres groupes comme les amphibiens ou les végétaux. Par ailleurs, les outils de définition de débits écologiques manquaient cruellement pour les cours d'eau de montagne, souvent apicoles, alors que la petite hydroélectricité est à nouveau encouragée en montagne. Pour pallier ce manque, des modèles ont été développés pour certains macroinvertébrés typiques des cours d'eau de montagne et/ou sous influence glaciaire (Becquet *et al.*, 2023 ; figure 3.4). Ces résultats sont d'autant plus importants que ces cours d'eau devraient subir à court terme des transformations radicales de leurs régimes hydrologique et thermique.

Enfin, si certains besoins en termes d'habitat sont connus en basses eaux pour divers poissons et macroinvertébrés, les connaissances restent beaucoup moins avancées pour les périodes de moyennes et hautes eaux. La synthèse récente de Cattanéo *et al.* (2024) a permis de proposer des indicateurs hydrologiques à prendre en compte lors de ces périodes, tels que les valeurs et fréquences du débit dépassé 10 % du temps ou de la crue annuelle.

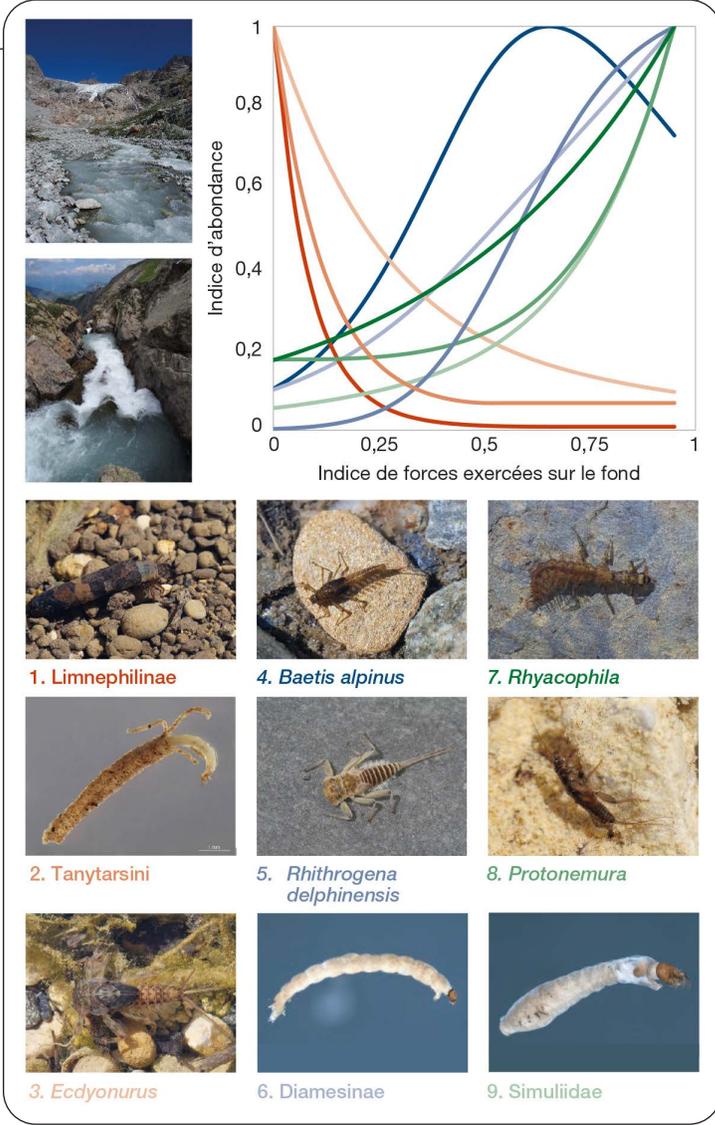
Plus généralement, les suivis temporels de long terme permettant d'évaluer les effets écologiques des changements de gestion des débits pourraient être mis en place plus activement, à la fois pour tester et valider les nouveaux développements en cours et faciliter une gestion adaptative des usages.

Le besoin d'une approche adaptative, dynamique, spatialisée et multifactorielle

Définir des débits écologiques aujourd'hui nécessite de s'adapter de façon continue à des modifications hydrologiques et des objectifs de gestion en transition. L'hydrologie de nombreux cours d'eau fait déjà, ou fera dans un futur proche, l'objet de changements très rapides (voir chapitre 1). On attend dans les décennies à venir, avec les changements climatiques, des baisses de débit d'étiage de plusieurs dizaines de pourcents dans de nombreux territoires, des renforcements des assèchs et des crues extrêmes, ainsi que des modifications de la saisonnalité des débits. Les changements hydrologiques seront d'amplitudes importantes, rapides, hétérogènes au sein des bassins, et peu prévisibles dans leurs déclinaisons locales. Ils seront en outre amplifiés par une évolution simultanée des besoins en eau, des usages (comme l'irrigation ou le stockage ; voir chapitres 8 et 9) et des perceptions des milieux. Ainsi, les études intégrant des projections climatiques devront devenir la norme.

Ces changements globaux ne font que renforcer le besoin d'une approche à l'échelle du réseau hydrographique et des paysages d'habitats multifactoriels. De nombreux

Figure 3.4. Exemples de modèles de sélection de l'habitat hydraulique par les macroinvertébrés des cours d'eau de montagne, reliant un indice d'abondance des taxa (score entre 0 et 1, 1 étant l'abondance maximale observée) à la force exercée sur le fond (score entre 0 et 1, 1 étant la force maximale observée). Photographies : © Bertrand Launay, Sophie Cauvy-Fraunié, Maxence Forcellini.



organismes, migrateurs ou non, requièrent l'accès à une diversité d'habitats à travers le réseau hydrographique pour compléter leur cycle de vie. Tous ou presque devront se déplacer ou s'adapter pour assurer la persistance des populations et des communautés (Comte et Grenouillet, 2013). Cependant, les écosystèmes aquatiques européens sont ultra-fragmentés par des ouvrages transversaux (un obstacle à l'écoulement tous les 4 km en moyenne en France hexagonale), par des assècs temporaires et/ou par la déconnexion des annexes. De plus, le réchauffement de l'eau est accompagné d'une pression nutritive et toxique généralisée. Ainsi, les configurations spatio-temporelles d'habitats multifactoriels et leurs interconnexions vont jouer un rôle majeur dans la résistance et la résilience des écosystèmes aquatiques aux changements globaux (Torgersen *et al.*, 2022 ; Messager *et al.*, 2023).

Dans ce contexte d'incertitudes et de changements socio-environnementaux rapides, les points d'équilibre à trouver entre nos usages de l'eau, d'une part, et la santé des écosystèmes d'eau douce qui permettent ces mêmes usages, d'autre part, deviennent de plus en plus fragiles. Les équilibres indispensables à identifier se concrétiseront de manières différentes dans l'espace, en fonction de chaque contexte local environnemental et sociétal, ainsi que dans le temps. La définition de débits écologiques devra de plus en plus s'inscrire dans une approche intégrée de partage équilibré de l'eau dans les bassins-versants, en lien notamment avec les possibilités d'économie d'eau (chapitre 7), d'adaptation des usages, de restauration des habitats, de leurs fonctionnalités et de leur connectivité. Elle devra être considérée dans la gestion adaptative de l'eau, dont les objectifs et les règles évoluent avec les retours d'expérience apportés par les suivis des milieux.

Pistes d'évolution concernant la réglementation et la gouvernance

Il est souhaitable de poursuivre des études et des simulations à l'échelle des bassins-versants permettant de comparer les effets éco-hydrologiques de différents scénarios de réglementation. En effet, ces études ne débouchent pas encore sur des actes réglementaires pour la gestion à l'échelle des bassins-versants. Par ailleurs, en France, les débits planchers de la loi sur les débits réservés ont été peu modifiés dans leur principe (proportion du module) ou dans leurs valeurs (malgré une augmentation en 2006 des planchers instaurés en 1987). Le guide européen sur les débits écologiques (Commission européenne, 2015) ne propose pas de règle quantitative et ne fait qu'inciter les États à aborder le sujet. Il n'y a pas de réglementation cadre sur l'hydroélectricité de pointe en France, au-delà des valeurs de débit plancher. Dans d'autres pays comme la Norvège, la production d'hydroélectricité de pointe peut conduire à assécher temporairement des tronçons de cours d'eau.

Plus généralement, les approches internationales globales des débits écologiques restent peu cohérentes avec les approches locales (Messager *et al.*, 2024). Un manque

de réflexion générale sur une optimisation de la réglementation peut inciter localement à rechercher des dérogations, à l'image de l'exclusion fréquente des cours d'eau intermittents de la réglementation, ou encore du décret français de 2019 (décret n° 2019-827) permettant de réduire les débits planchers dans des cours d'eau méditerranéens jugés atypiques. La logique de ce dernier est finalement de pouvoir prélever plus parce qu'il y a moins d'eau.

La multiplication des études holistiques de bassins incluant un volet écologique, de type « études volumes prélevables », est un exemple à poursuivre de gouvernance inclusive pour aborder les problèmes de partage de l'eau (Debrieux-Levrat *et al.*, 2024). Ces études de bassins méritent d'être régulièrement améliorées et actualisées en considérant les scénarios de changement globaux les plus à jour. Un frein considérable à cette actualisation est cependant le manque d'une bancarisation exhaustive publique et partagée des prélèvements et des modalités de gestion des ouvrages. Malgré ces efforts vers une réflexion intégrée sur le partage de l'eau à l'échelle des bassins, les récents débats publics sur les grands aménagements (ex-projet de barrage « Rhôneergia » sur le Rhône, débats sur les mégabassines) illustrent bien qu'une réflexion scientifique et technique n'est pas toujours partagée à l'amont des projets. C'est un point de gouvernance à améliorer (Alexandra *et al.*, 2023) afin que les discussions au fil du projet ne remettent pas en cause les acquis scientifiques et que les décisions soient prises en toute connaissance de cause.

La poursuite des études de débits écologiques dans les bassins-versants est d'autant plus souhaitable qu'il est possible de trouver des compromis gagnants entre les usages de l'eau et les milieux, comme le montrent par exemple les réflexions sur la rénovation des ouvrages hydroélectriques existants, qui pourrait augmenter la production hydroélectrique européenne de l'ordre de 10 % tout en réduisant les impacts sur l'environnement (Quaranta *et al.*, 2021). Gageons que des moyens renforcés sur l'approche intégrée des débits écologiques, ainsi que la mise en cohérence des différentes réglementations et politiques concernant la gestion des débits, aideront à identifier ces compromis gagnants et à en faciliter la mise en œuvre.

En conclusion, les décisions visant au partage de l'eau doivent examiner les besoins pour les usages anthropiques et ceux des milieux naturels. Dans un contexte de ressource hydrique en décroissance, ne considérer ces derniers que comme une simple variable d'ajustement face à des usages constants ou croissants entraînerait fatalement une dégradation, potentiellement irréversible, de ces milieux. Au-delà de la reconnaissance et du respect de ces écosystèmes, qui suffit à motiver leur protection à long terme, la préservation de leur fonctionnement *via* celle de la biodiversité qu'ils abritent, en maintenant des conditions hydrologiques adaptées, permet de pérenniser les nombreux services qu'ils rendent à nos sociétés. En effet, les écosystèmes aquatiques sont essentiels, entre autres, au stockage de carbone, à la filtration de l'eau et au soutien d'étiages (*via* les zones humides), et une hydrologie adaptée est nécessaire à l'autoépuration de l'eau (*via* le décolmatage des substrats) ainsi qu'au

maintien du trait de côte (via l'apport de sédiments aux estuaires). Ces contributions ne resteront effectives que si le partage de l'eau veille à prendre en compte la bonne santé et la durabilité de ces milieux.

Références bibliographiques

- Acreman M.C., Ferguson A., 2010. Environmental flows and European Water Framework Directive, *Freshwater Biology*, 55(1), 32-48.
- Acuña V., Jorda-Capdevila D., Vezza P., De Girolamo A.M., McClain M. *et al.*, 2020. Accounting for flow intermittency in environmental flows design, *Journal of Applied Ecology*, 57(4), 742-753, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13590>.
- Alexandra J., Rickards L., Pahl-Wostl C., 2023. The logics and politics of environmental flows – A review, *Water Alternatives*, 16(2), 346-373.
- Arevalo E., Drouineau H., Tétard S., Durif C.M.F., Diserud O.H. *et al.*, 2021. Joint temporal trends in river thermal and hydrological conditions can threaten the downstream migration of the critically endangered European eel, *Scientific Reports*, 11(16927), <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96302-x>.
- Arthington A.H., Bhaduri A., Bunn S.E., Jackson S.E., Tharme R.E. *et al.*, 2018. The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on environmental flows (2018), *Frontiers in Environmental Science*, 6(45), <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00045>.
- Becquet J., Lamouroux N., Forcellini F., Cauvy-Fraunié S., 2023. Modelling macroinvertebrate hydraulic preferences in alpine streams, *Hydrological Processes*, 37(2), <https://doi.org/10.1002/hyp.14806>.
- Bonneau J., Branger F., Castebrunet H., Lipeme Kouti G., 2023. The impact of stormwater management strategies on the flow regime of a peri-urban catchment facing urbanisation and climate change: a distributed modelling study in Lyon, France, *Urban Water Journal*, 20(7), 925-942.
- Carlisle D.M., Wolock D.M., Meador M.R., 2011. Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 264-270.
- Cattanéo F., Judes C., Branger F., Sauquet É., Pouchoulin S. *et al.*, 2024. Étude de l'impact des prélèvements d'eau en cours d'eau hors étiage. Rapport technique, Office français de la biodiversité ; Hépia ; INRAE.
- Commission européenne, 2015. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, 108 p.
- Comte L., Grenouillet G., 2013. Do stream fish track climate change? Assessing distribution shifts in recent decades, *Ecography*, 36, 1236-1246, <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00282.x>.
- Damiani M., Roux P., Loiseau E., Lamouroux N., Pella H. *et al.*, 2021. A high-resolution life cycle impact assessment model for continental freshwater habitat change due to water consumption, *Science of The Total Environment*, 782(146664), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146664>.
- Debrieu-Levrat C., Claude Gitton C., Joly A., 2024. Analyses « hydrologie, milieux, usages, climat » dans le bassin Loire-Bretagne. Retour d'expérience sur leur réalisation. Rapport de l'IGEDD (inspection générale de l'environnement et du développement durable), 136 p.
- Dickens C., Smakhtin V., Biancalani R., Villholth K.G., Eriyagama N., Marinelli M., 2019. Incorporating environmental flows into "water stress" indicator 6.4.2: Guidelines for a minimum standard method for global reporting (p. 32), Food and Agriculture Organization of the United Nations, CGIAR, <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/99257>.

- Floury C., Navarro L., Stroffek S., Dupré la Tour J., Lamouroux N., 2013. Mieux gérer les prélèvements d'eau : l'évaluation préalable des débits biologiques dans les cours d'eau, agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Irstea, Onema, 18 p.
- Forcellini M., Plichard L., Dolédec S., Méricoux S., Olivier J.-M. *et al.*, 2022. Microhabitat selection by macroinvertebrates: generality among rivers and functional interpretation, *Journal of Ecohydraulics*, 7(1), 28-41, <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1858724>.
- García-Vega A., Sanz-Ronda F.J., Celestino L.F., Makrakis S., Leunda P.M., 2018. Potamodromous brown trout movements in the North of the Iberian Peninsula: Modelling past, present and future based on continuous fishway monitoring, *Science of the Total Environment*, 640-641, 1521-1536.
- Gillson J., 2011. Freshwater flow and fisheries production in estuarine and coastal systems: where a drop of rain is not lost, *Reviews in Fisheries Science*, 19(3), 168-186.
- Hayes D.S., Moreira M., Boavida I., Haslauer M., Unfer G. *et al.*, 2019. Life stage-specific hydropeaking flow rules, *Sustainability*, 11(6), 1547.
- Insulaire F., Lamouroux N., Barillier A., Paillex A., Capra H. *et al.*, 2024. Characterizing the effects of morphological microstructures and hydropeaks on fish stranding events in rivers, *River Research and Applications*, 40(5), 834-839, <https://doi.org/10.1002/rra.4277>.
- Jowett I.G., Biggs B.J.F., 2006. Flow regime requirements and the biological effectiveness of habitat-based minimum flow assessments for six rivers, *International Journal of River Basin Management*, 4(3), 179-189.
- Kennedy T.A., Muehlbauer J.D., Yackulic V., Lytle D.A., Miller S.W. *et al.*, 2016. Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs, *BioScience*, 66(7), 561-75.
- King J., Brown C., Sabet H., 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers, *River Research and Applications*, 19(5-6), 619-639.
- Lamouroux N., Gore J.A., Lepori F., Statzner B., 2015. The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: an overview of the Rhône project, *Freshwater Biology*, 60(6), 1069-1084.
- Lamouroux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y. *et al.*, 2018. Débits écologiques : la place des modèles d'habitat dans une démarche intégrée, *Hydroécologie Appliquée*, 20, 1-26, <https://doi.org/10.1051/hydro/2016004>.
- Larsen S., Majone B., Zulian P., Stella E., Bellin A. *et al.*, 2021. Combining hydrologic simulations and stream-network models to reveal flow-ecology relationships in a large alpine catchment, *Water Resources Research*, 57(4), <https://doi.org/10.1029/2020WR028496>.
- Leigh C., Detry T., 2017. Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: a broad-scale analysis, *Ecography*, 40, 487-499, <https://doi.org/10.1111/ecog.02230>.
- Macias D., Bisselink B., Carmona-Moreno C., Druon J.-N., Duteil O. *et al.*, 2025. The overlooked impacts of freshwater scarcity on oceans as evidenced by the Mediterranean Sea, *Nature Communications*, 16(1), 998, <https://doi.org/10.1038/s41467-024-54979-4>.
- Messenger M.L., Dickens W.S.C., Eriyagama N., Tharme R.E., 2024. Limited comparability of global and local estimates of environmental flow requirements to sustain river ecosystems, *Environmental Research Letters*, 19(2), <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad1cb5>.
- Messenger M.L., Olden J.D., Tonkin J., Stubbington R., Rogosch J.S. *et al.*, 2023. A metasystem approach to designing environmental flows, *Bioscience*, 73(9), 643-662, <https://doi.org/10.1093/biosci/biad067>.
- Mohan C., Gleeson T., Forstner T., Famiglietti J.S., de Graaf I., 2023. Quantifying groundwater's contribution to regional environmental-flows in diverse hydrologic landscapes, *Water Resources Research*, 59(6), <https://doi.org/10.1029/2022WR033153>.

- Piniewski M., Prudhomme C., Acreman M.C., Tylec L., Ogłęcki P., Okruszko T., 2017. Responses of fish and invertebrates to floods and droughts in Europe, *Ecohydrology*, 10(1).
- Plichard L., Forcellini M., Le Coarer Y., Capra H., Carrel G. *et al.*, 2020. Predictive models of fish microhabitat selection in multiple sites accounting for abundance overdispersion, *River Research and Applications*, 36(7), 1056-1075, <https://doi.org/10.1002/rra.3631>.
- Poff N.L., Richter B.D., Arthington A.H., Bunn S.E., Naiman R.J. *et al.*, 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards, *Freshwater Biology*, 55(1), 147-170.
- Poff N.L., Zimmerman J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows, *Freshwater Biology*, 55(1), 194-205.
- Pombo L., Elliott M., Rebelo J.E., 2005. Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal), *Scientia marina*, 69(1), 143-159.
- Quaranta E., Aggidis G., Boes R.M., Comoglio C., De Michele C. *et al.*, 2021. Assessing the energy potential of modernizing the European hydropower fleet, *Energy Conversion and Management*, 246(114655).
- Rolls R.J., Leigh C., Sheldon F., 2012. Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration, *Freshwater Science*, 31(4), 1163-1186.
- Seaman M., Watson M., Avenant M., Joubert A., King J. *et al.*, 2016. DRIFT-ARID: Application of a method for environmental water requirements (EWRs) in a non-perennial river (Mokolo River) in South Africa, *Water SA*, 42(3), 368-383, <https://doi.org/10.4314/wsa.v42i3.02>.
- Snelder T.H., Booker D. et Lamouroux N., 2011. A method to assess and define environmental flow rules for large jurisdictional regions, *Journal of the American Water Resources Association*, 47(4), 828-840.
- Storer T., Bannister J., Bennett K., Byrnes E., Crook D.A. *et al.*, 2021. Influence of discharge regime on the movement and refuge use of a freshwater fish in a drying temperate region, *Ecohydrology*, 14(1), <https://doi.org/10.1002/eco.2253>.
- Tharme R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers, *River Research and Applications*, 19(5-6), 397-441.
- Torgersen C., Le Pichon C., Fullerton A., Dugdale S., Duda J. *et al.*, 2022. Riverscape approaches in practice: Perspectives and applications, *Biological Reviews*, 97(2), 481-504, <https://doi.org/10.1111/brv.12810>.

4. Comment se partager l'eau comme bien commun ?

Patrice Garin, Thomas Pelte, Marielle Montginoul

S'inquiéter du partage de l'eau en France peut paraître incongru, si l'on s'en tient à un bilan entre l'eau qui traverse la France chaque année et l'ensemble des prélèvements. De 1990 à 2019, 208 milliards de mètres cubes d'eau douce ont traversé la France hexagonale en moyenne chaque année — estimation faite sur la base d'un bilan entre précipitations, évapotranspiration et les entrées/sorties avec les pays voisins (Maugé, 2023). En retenant l'estimation de la FAO de 97 milliards de mètres cubes nécessaires à la vie des milieux aquatiques, il y aurait eu ainsi 111 milliards de mètres cubes d'eau renouvelable disponibles par an pour les usages humains. Les 31 milliards de mètres cubes de l'ensemble des prélèvements (eau potable, agriculture, industrie, navigation, refroidissement des centrales électriques) auraient dû être assurés. En considérant la seule consommation nette, c'est-à-dire l'eau non restituée aux milieux aquatiques, l'équation semble encore plus facile à résoudre avec 4,1 milliards de mètres cubes à satisfaire (Maugé, 2023). C'est pourquoi la FAO et l'ONU eau ne considèrent pas aujourd'hui la France comme un pays en stress hydrique, selon leur indice « de niveau de prélèvement d'eau douce en proportion des ressources en eau disponibles » (FAO et ONU-Eau, 2023).

Cet indicateur national est cependant trompeur. Il ignore la saisonnalité des apports et des besoins en eau : en moyenne, seuls 6 % de ces flux d'eau renouvelable circulent en été quand se concentrent les prélèvements nets, avec de fortes variations interannuelles et spatiales. Des débits insuffisants des cours d'eau ou des niveaux d'aquifères trop bas conduisent à une multiplication des restrictions temporaires d'usages par arrêtés préfectoraux : plus de 30 % du territoire hexagonal de 2017 à 2020, concentrés au sud et à l'ouest de la Loire (Dossa-Thauvin, 2022). En outre, le changement climatique altère les débits d'étiage (voir chapitre 1) et pousse à plus de consommation. Dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, le plan d'adaptation au changement climatique 2024-2030 a ainsi classé 53 % des sous-bassins en territoires très vulnérables à la baisse de la disponibilité en eau¹.

Trois enjeux complémentaires découlent de ces déséquilibres structurels entre les flux d'eau renouvelable et la somme des besoins des milieux et des pressions anthropiques :

- un enjeu politique pour poser une vision du problème, laquelle oriente les dispositifs de résolution de ces déséquilibres et les rapports entre les acteurs impliqués ;

1. https://www.gesteau.fr/sites/default/files/gesteau/content_files/document/20231205-note-methode-vulnerabilites.pdf.

- un enjeu sociétal, par les expressions ou postures parfois violentes des tenants de différentes visions de ces politiques de l'eau ;
- un enjeu de gestion pour les instances en charge de décliner ce référentiel d'actions aux échelles pertinentes.

Dans ce chapitre, nous allons aborder essentiellement le cadre politique de résolution des déséquilibres structurels, qui a pour objectif d'assurer la satisfaction de tous les besoins, humains et non humains, en période normale, c'est-à-dire 4 années sur 5 ou, mieux, 9 années sur 10. Ce cadre se décline en plans d'action à moyen et long terme et en règles de partage de l'eau à différentes échelles territoriales. Le partage de l'eau lors des épisodes de sécheresse plus sévères, qui mettent ce dispositif en défaut, fait l'objet d'un chapitre particulier de cet ouvrage (voir chapitre 6).

Nous commençons par tenter d'expliquer les raisons de la difficulté du partage de l'eau. Nous présentons ensuite les cadres théoriques ou opérationnels qui permettent de mettre en œuvre une gestion en bien commun. Enfin, nous évoquons la difficulté à laquelle cette gestion se heurte face à la nécessaire prise en considération de multiples incertitudes.

Pourquoi est-ce si difficile de poser la question du partage de l'eau ?

L'accès à une eau rare est un défi ancien, qui se posait déjà aux civilisations mésopotamiennes plus de 3 000 ans avant notre ère. Les réponses des autorités et des communautés suivent à peu près le même schéma à travers les âges : des aménagements hydrauliques pour capter l'eau, adossés à des règles encadrant son accès et ses usages et tenant compte des intérêts des communautés réparties de l'amont à l'aval des cours d'eau (Rost, 2017).

Plus près de nous, les zones méditerranéennes sont riches d'histoires d'aménagements hydrauliques et de règlements de conflits sur la répartition de l'eau, par exemple entre agriculteurs irrigants et exploitants des moulins à eau (Ruf, 2001) pour les canaux de la vallée de la Têt.

Cette longue histoire a nourri une expérience collective de la gestion des situations de faible disponibilité de la ressource en eau sur les territoires qui y ont été confrontés. Mais, avec la tendance évolutive à des sécheresses plus fréquentes et plus intenses dans leurs effets sur les besoins ou la ressource, le partage de l'eau reste aujourd'hui un sujet de tensions exacerbées. Les pouvoirs publics s'en sont saisis pour proposer des plans d'actions dédiés qui puisent dans cette expérience collective : les assises de l'eau en 2019 portées par le ministre de l'écologie, le Varenne agricole de l'eau et du changement climatique en 2022, dont les conclusions ont été présentées par le Premier ministre, et enfin, plus récemment, le Plan eau engagé par le président de la République en mars 2023. Ces politiques de gestion consacrées au partage de l'eau

visent à satisfaire les besoins de l'ensemble des usages préleveurs, tout en préservant l'eau nécessaire au fonctionnement des milieux aquatiques.

Mais deux dimensions viennent nourrir des difficultés récurrentes dans leur déploiement :

- la première tient à la manière dont l'eau est considérée et gérée en tant que bien commun ou bien économique. La nature de ce bien qu'est l'eau est alors complexe et changeante selon la double lecture de rivalité/excluabilité pour en réguler l'accès. Un bien est rival lorsque sa consommation entraîne l'impossibilité pour d'autres de le consommer en même temps. Un bien est dit exclusif si l'on peut limiter son accès (Basco, 2021) ;
- la seconde difficulté tient à l'histoire des politiques de l'eau qui a façonné un référentiel extractiviste pour les usages (Salles, 2002) et a nourri l'idée que l'abondance des flux peut être garantie et maîtrisée, même si elle doit être temporaire et locale.

■ Rivalité et possibilité d'exclusion pour l'accès à l'eau

Selon les circonstances, l'accès à l'eau se présente dans une variété de configurations possibles. Le tableau 4.1 n'illustre que quatre situations univoques.

Tableau 4.1. Classement de situations d'usages de l'eau liquide, d'après Ostrom et Ostrom (1977) et Zetland (2021).

Propriété de l'usage	Exclusion possible	Exclusion impossible
Rival (la consommation par un usager limite d'autres opportunités de consommation)	Eau = bien privé (ex. bouteille d'eau minérale)	Eau = bien commun (ex. prélèvements dans un cours d'eau ou un aquifère)
Non rival (usages conjoints possibles sans compétition entre eux)	Eau = bien de club (ex. eau dans un réseau sous pression à la demande)	Eau = bien public (ex. paysages magnifiés par l'eau)

Il existe beaucoup de situations intermédiaires, où le degré de rivalité est plus ou moins fort et l'exclusion difficile. Et la tendance à la baisse de la disponibilité en eau vient bousculer les schémas établis.

Par exemple, un service d'alimentation en eau sous pression, conçu pour satisfaire tous les usagers à la hauteur de leur demande, est un bien de club tant que l'eau n'est pas rivale. Mais la baisse de la disponibilité en eau peut conduire à une rivalité entre ces usagers, alors que des considérations morales ou juridiques peuvent rendre l'exclusion d'un usager inacceptable : c'est le cas pour un usage considéré comme vital (notamment la fourniture d'eau potable) ou pour des droits fondés en titre liés à des exploitations d'ouvrages hydrauliques (moulins par exemple). Ce service d'eau sous pression perd alors ses caractéristiques de bien de club pour prendre celles d'un bien commun, réinterrogeant ainsi les règles du jeu entre usagers.

D'autres situations illustrent les nuances de rivalité et/ou de possibilité d'exclusion : l'instauration de fortes restrictions d'accès peut se traduire par une exclusion de fait d'une frange d'utilisateurs. Une sur-fréquentation d'un lieu de baignade s'apparente à une forme de rivalité entre baigneurs sur un espace public, etc.

Il est important de qualifier précisément ces situations dans le territoire en tension afin de sérier les formes de régulation adaptées : schématiquement, par le marché, par l'État et/ou par la collectivité. Ces différentes formes de régulation peuvent proposer divers outils, basés sur le prix, la quantité et/ou la persuasion. Le prix (taxation, marché, etc.), s'il est bien paramétré, est supposé permettre sans effort supplémentaire une régulation de la rareté de l'eau, mais il peut conduire à de l'exclusion. Dès lors que l'exclusion est impossible dans les faits, car trop coûteuse ou inacceptable socialement, et s'il n'a pas été possible de persuader les usagers de réduire leur consommation, le partage de l'eau par la quantité devient une nécessité. Il requiert alors soit un arbitrage de l'État, soit des règles établies collectivement par les parties prenantes concernées (Zetland, 2021).

L'eau étant un bien vital pour tous les êtres vivants et essentiel pour la plupart des secteurs économiques, la rivalité et la complexité de l'exclusion ont longtemps prévalu dans l'histoire. Cela a conduit les gouvernants à élaborer, au fil des siècles, une législation complexe et abondante pour encadrer le droit de propriété et d'usages, et donc les possibilités d'exclusion du prélèvement d'eau.

En France, le Conseil d'État souligne que « le droit sur l'eau ressemble toujours à une construction baroque, fruit de la sédimentation de législations disparates traitant séparément les catégories d'eau (eaux stagnantes, eaux closes, courantes, etc.) ou leurs usages respectifs en cherchant à répondre aux préoccupations du moment ou en poursuivant des finalités distinctes » (Conseil d'État, 2010, p. 44). Le droit de propriété privée s'applique ainsi aux « eaux closes » (mares, étangs, lacs non insérés dans un réseau hydrographique), eaux pluviales et eaux de source, que le propriétaire du fonds peut utiliser comme il l'entend, dans les « limites et le besoin » de sa propriété. Pour les autres eaux, leur gestion doit composer avec un droit d'usage pour tous, sans exclusion, mais avec de nombreuses clauses restrictives. « L'usage de l'eau appartient à tous dans le cadre des lois et règlements ainsi que des droits antérieurement établis » (article 1 de la loi sur l'eau n° 92-3 du 3/01/1992).

I Culture d'une ressource en eau maîtrisée et abondante

Depuis l'ère industrielle, le développement économique et l'amélioration des conditions de vie ont reposé sur l'accroissement de l'offre en eau, afin de gommer cette rivalité apparente entre les usages consommateurs.

Trois voies complémentaires ont été privilégiées sans discontinuer, érigées en symboles de modernité :

- créer des barrages-réservoirs et des infrastructures de transfert des zones riches en eau vers les zones de consommation ;

- améliorer les technologies de pompage afin d'accroître les volumes extraits des aquifères ;
- étendre les réseaux sous pression pour des dessertes « à la demande » (eau potable ou irrigation) afin que l'eau ne soit pas le facteur limitant du développement économique.

Le recours aux eaux dites « non conventionnelles » par réutilisation d'eau usée traitée ou par désalinisation des eaux de mer ou saumâtres est une quatrième voie plus récente. Cette politique de l'offre a été privilégiée dans le monde entier, durant des décennies, comme première réponse au risque de pénurie (Ohlsson et Turton, 1999). Elle a profondément marqué les représentations de l'eau qui est alors perçue comme une « ressource disponible » au service du développement humain et considérée comme un stock annuel ou un flux exploitable, à l'image des indicateurs internationaux cités en introduction.

Faisant suite aux sécheresses de 1989 et 1990, les premières assises de l'eau, focalisées sur le risque de pénurie, ont conclu : « L'eau n'est pas un produit, c'est une ressource. En France, cette ressource est excédentaire, à nous de l'adapter aux besoins, l'inverse serait insensé » (Boulanger, 1991). Le sens de l'action publique pour la gestion quantitative de l'eau est ainsi posé : concilier la somme des besoins exprimés, sous contrainte environnementale, sans interroger la cohérence de ces besoins avec les caractéristiques du territoire.

La loi sur l'eau de 1992 reste également marquée par ce paradigme de l'offre en eau : « Sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général » (article 1 de la loi sur l'eau n° 92-3 du 3/01/1992).

Ainsi, pour ce « respect des équilibres naturels », il a fallu exprimer des « besoins minimaux » pour les écosystèmes, et ce, selon les mêmes métriques que pour les usages, à savoir des débits réservés, des débits objectifs d'étiage (DOE), etc. Les écologues ont fait valoir l'importance de la variabilité des régimes hydrologiques, de la continuité des flux et de l'hydromorphologie sur le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Naiman *et al.*, 2008), exigences vitales auxquelles les notions de DOE ou débits réservés peinent à répondre entièrement. En outre, dans ce référentiel, l'embouchure des cours d'eau constitue une frontière au-delà de laquelle les eaux continentales sont considérées à tort comme « perdues », afin de justifier la construction de toujours plus d'ouvrages de stockage. C'est pourquoi les scientifiques rappellent que le maintien d'apports d'eau continentale et de ses sédiments est un moteur de la production biologique marine (cf. Ludwig *et al.* [2009] pour le golfe du Lion, par exemple), donc de la pêche (Seyer *et al.*, 2023).

Cette vision d'une abondance de l'eau était également largement dominante dans la société civile jusqu'à une période récente, pas encore marquée par les sécheresses récurrentes. En 2010, seulement 6 % des Français imaginaient qu'ils pourraient manquer d'eau dans leur région d'ici 2030². Les restrictions sur l'eau potable étaient

2. Cf. <https://www.cieau.com/observatoire-de-leau/barometre-annuel-dopinion>.

alors peu sensibles, y compris dans les zones régulièrement frappées par des arrêtés préfectoraux lors des sécheresses estivales. Elles n'affectaient pas le grand public dans son quotidien. Elles opposaient deux mondes : les irrigants et les défenseurs de la nature. Longtemps, l'eau potable paraissait à l'abri de ces batailles. La représentation sociale dominante sur sa rareté renvoyait au désert, au continent africain et à son sous-équipement structurel. L'examen critique de ses propres pratiques de consommation d'eau domestique était difficile, y compris dans les zones méditerranéennes en arrêtés sécheresses réguliers (Garin *et al.*, 2022).

Tout en restant dans ce référentiel extractiviste, une politique de gestion de la demande en eau s'est progressivement développée du fait des difficultés de financement des investissements, conjuguées à la montée des oppositions aux projets d'infrastructures (Ohlsson et Turton, 1999). En France, des mesures de contingentement des usages préleveurs ont été étendues progressivement dans les années 2000, d'abord par des quotas individuels, puis par la définition de volumes prélevables par secteur d'activité. À cela, s'ajoutent les incitations à l'économie d'eau par la tarification ou par des aides à l'acquisition de matériels plus performants.

Le Conseil d'État a cependant déploré l'inefficacité de ces mesures dans l'orientation des comportements, en critiquant les paramètres technico-économiques retenus qui leur ôtent leur pouvoir incitatif (Conseil d'État, 2010).

II Transition d'une gestion de l'accès à l'eau vers la gestion d'un bien commun

Avec le changement climatique, l'aggravation des étiages et l'évolution des recharges des nappes font évoluer la disponibilité de la ressource naturelle en eau, alors même que les besoins de certains usages vont croître sous l'effet de l'assèchement ou du réchauffement. Cette tendance évolutive remet en question les principes, construits à travers l'histoire, d'allocation et de mise en valeur de l'eau considérée comme abondante.

La Cour des comptes (2023) constate ainsi que « la politique de l'eau a consisté pour l'essentiel à organiser la répartition de l'eau entre ses différents usagers de sorte qu'ils en disposent lorsqu'ils en avaient besoin. Elle doit désormais devenir une politique de protection d'un bien commun essentiel ».

Comment gérer l'eau en bien commun ? Principes et modalités opérationnelles

L'enjeu de gestion équilibrée de la ressource en eau est donc désormais au cœur des préoccupations politiques. Et les situations de conflit autour de projets de mobilisation de nouvelles ressources en eau témoignent de son ancrage progressif dans le débat social. L'eau est bien envisagée comme un bien commun dont les modalités d'accès doivent traduire les préoccupations de durabilité et de partage.

■ Les facteurs favorisant la gestion en bien commun

Il existe de nombreux travaux de recherche qui se sont efforcés de préciser les conditions requises pour permettre une gestion en bien commun de ressources publiques partagées, telles que l'eau, alors qu'elles sont soumises à une rivalité forte et à une exclusion complexe.

Elinor Ostrom, secondée par son équipe de l'école de Bloomington, a vu ses travaux en économie institutionnelle sur ce sujet couronnés par le prix Nobel d'économie en 2009. Ils portent sur l'étude empirique de nombreux cas de communautés ayant réussi à réguler sur le long terme le partage de telles ressources : aquifères, périmètres irrigués, forêts et parcours en propriété commune, zones de pêche, etc. Elles ont su éviter la surexploitation de ces biens en propriété commune, en adaptant leurs règles d'accès aux divers aléas.

Les recommandations issues de ces analyses se focalisent sur ce à quoi il faut aboutir : élaborer des droits individuels et collectifs sur la ressource, les faire respecter et les modifier au besoin. À chaque droit correspondent des règles, lesquelles autorisent, exigent ou interdisent des actions relatives à son exercice.

Les droits, qu'il convient alors de préciser, se répartissent sur deux niveaux hiérarchiques de responsabilité :

- les droits d'accès et de prélèvement (niveau opérationnel) ;
- les droits de gestion, avec les droits d'exclure et d'aliéner (niveau des choix collectifs).

Ces derniers sont les plus puissants, car le droit de gestion, par exemple, est celui qui donne le pouvoir de déterminer les règles d'accès et de prélèvement (Schlager et Ostrom, 1992).

D'autres travaux se sont intéressés aux facteurs favorisant les arènes de gestion collective, en considérant davantage les moteurs et conditions d'émergence d'interactions entre parties prenantes. On en citera trois qui sont complémentaires.

Le premier tient à la construction de l'eau en tant que patrimoine commun pour des acteurs ayant des intérêts divergents sur un territoire. Le patrimoine est défini comme « un ensemble d'éléments matériels et/ou immatériels qui concourent à maintenir et à développer l'identité et l'autonomie de son titulaire dans le temps et dans l'espace par adaptation en milieu évolutif » (Delavalle *et al.*, 1985). L'enjeu est d'abord de faire émerger cette identité et ce sens commun inféodés à l'eau.

Dans la deuxième étude, il s'agit de coconstruire une stratégie visant à valoriser et préserver ce patrimoine, avant d'aborder la conciliation des intérêts. Dans le même esprit, la médiation patrimoniale par récurrence (Babin *et al.*, 2002) amène les parties en concurrence pour une ressource à imaginer un futur souhaitable à un horizon de 30 ans, révélant ainsi les éléments patrimoniaux en jeu. Ensuite, à rebours, elles identifient collectivement les conditions de gestion durable de la ressource.

Enfin, la négociation offre des clés d'interprétation de l'action collective en tant que lieu de compétition et de construction du commun entre les intérêts en jeu (Allain, 2012).

Sur le plan opérationnel, l'ensemble de ces recherches mettent en exergue les ingrédients indispensables pour nourrir l'arène d'actions collectives :

- la reconnaissance par toutes les parties prenantes d'une interdépendance minimale, rendant incontournable pour tous la finalisation d'un accord ;
- l'inscription du dispositif dans un temps long — voire permanent — afin d'ajuster les accords temporaires, les droits individuels et collectifs, selon les évolutions du milieu, du contexte ou des connaissances, sans avoir besoin de créer une nouvelle arène ;
- la confiance des participants dans les attributions du dispositif concernant le plan d'actions : quelle liberté dans sa conception, quelle responsabilité dans sa validation, sa mise en œuvre et son suivi, dans le respect des réglementations en vigueur ;
- la reconnaissance de la légitimité des parties prenantes à participer et de leurs prérogatives dans l'élaboration des règles opérationnelles et des choix collectifs ;
- la coconstruction d'un diagnostic partagé soulignant ce qui fait le patrimoine commun inféodé à l'eau dans le territoire et ce qui fait problème pour le préserver.

■ La mise en œuvre opérationnelle de la gestion de l'eau en tant que bien commun

Du côté des gestionnaires de l'eau, le cadrage institutionnel investit progressivement ces principes et les traduit dans les textes réglementaires ou les documents de planification territoriale.

« L'eau fait partie du patrimoine commun de la nation » (article 1 de la loi sur l'eau n° 92-3 du 3/01/1992). Cette inscription dans la loi marque à la fois un repère et un socle. Elle incite à considérer l'ensemble des enjeux qui concernent l'eau afin de définir ce qui fait patrimoine dans le territoire, en incluant notamment tous les biens publics non rivaux sur lesquels bâtir un consensus : protection contre les inondations, qualité de l'eau et biodiversité, paysages, etc. La mise en œuvre de la loi sur l'eau a permis le déploiement d'approches intégrées qui mettent en relief les biens collectifs non marchands, lesquels peuvent être mésestimés dans une vision centrée sur les seuls enjeux économiques dépendant du partage de l'eau. Ces dernières visent à conforter la prise de conscience des interdépendances entre parties prenantes, à ouvrir des champs de coopération, voire des solidarités, et ainsi à contrecarrer les compétitions sur la gestion quantitative.

Depuis la loi de 1992, la gestion à l'échelle des bassins-versants s'est progressivement imposée et, dans ce cadre, des instances multi-acteurs ont délégué pour définir ce qui fait le patrimoine localisé de l'eau et conduire une planification pour la gestion durable de cette ressource.

Des commissions locales de l'eau (CLE) ont ainsi le mandat de définir un schéma d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) sur un territoire hydrographique cohérent. Il comprend un plan d'aménagement et de gestion durable de l'eau (PAGD), avec des objectifs, des orientations et des conditions de réalisation à l'horizon de 10 ans ainsi qu'un règlement, opposables aux pouvoirs publics et aux tiers.

Le Sage décline sur son territoire les orientations définies par le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) de son grand bassin hydrographique, lui-même élaboré par un comité de bassin, autre instance de concertation multi-acteurs. Les Sdage doivent permettre de concilier l'ensemble des usages de l'eau dans le respect des objectifs de bon état écologique des milieux, fixés dans la directive-cadre sur l'eau (DCE) de 2000 et sa transposition nationale dans la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (Lema) de 2006. La Lema reconnaît en particulier le droit à l'eau pour tous et la nécessité d'adapter la gestion de l'eau au changement climatique.

À partir de 2015, l'État a suggéré que les CLE, ou autres structures de gestion territoriale de bassins-versants ou d'aquifères, élaborent des plans d'actions précisément dédiés au partage de la ressource, dans les territoires où la multiplication des crises conjoncturelles cache un déséquilibre structurel entre les besoins des usages préleveurs et la disponibilité de l'eau.

Plusieurs initiatives ont progressivement émergé, soutenues par les directions départementales des territoires, les directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement et les agences de l'eau : les plans de gestion de la ressource en eau dans le bassin Rhône-Méditerranée, les contrats territoriaux de gestion quantitative en Loire-Bretagne, ou encore les plans de gestion des étiages dans la zone Adour-Garonne. Ces dispositifs ont été expertisés par Bisch *et al.* (2018) afin de poser un référentiel commun avec l'instruction du gouvernement du 7 mai 2019 relative au projet de territoire pour la gestion de l'eau (PTGE)³.

Les services de l'État doivent favoriser l'émergence des PTGE sur les secteurs en déficit quantitatif au sens du Sdage en vigueur et, plus globalement, sur les territoires en tension sur l'enjeu de ressource en eau, notamment pour les projets de stockage. Ils se placent en garant des principes de gestion que l'instruction pose pour permettre un équilibre entre besoins et ressources disponibles, en respectant la bonne fonctionnalité des écosystèmes aquatiques, en anticipant le changement climatique et en s'y adaptant.

Plusieurs travaux d'expertise ou de retour d'expérience ont nourri le profil des plans opérationnels territoriaux de gestion du partage de l'eau (par exemple Bisch *et al.*, 2018 ; Fallon *et al.*, 2022). Il est possible d'en dégager une recette avec des ingrédients incontournables qui font écho aux conclusions des travaux scientifiques en la matière.

Un dialogue territorial

Tout d'abord, il convient de poser un cercle de dialogue visant une gestion collective sur un périmètre cohérent d'un point de vue hydrologique ou hydrogéologique. La porte d'entrée devient donc le territoire et sa ressource naturelle associée, sans se limiter à la seule évaluation de l'impact environnemental d'un projet d'ouvrage préleveur. Elle élargit le cercle des parties prenantes et vise une démarche globale, territoriale et coconstruite.

3. Cf. <https://www.legifrance.gouv.fr/circulaire/id/44640>.

Un diagnostic de départ

Ensuite, il s'agit d'établir un diagnostic territorial sur l'état de la ressource en eau et l'inventaire des besoins actuels des différents usagers, en anticipant leur évolution. Ce diagnostic vise à prendre la mesure du bien commun qu'est cette ressource et à établir l'interdépendance des acteurs du territoire dans la gestion patrimoniale de l'eau. Au-delà du travail d'inventaire et de quantification, il vise à poser un objectif collectif qui donnera la direction commune à envisager pour permettre aux acteurs de se saisir de la problématique et d'engager une dynamique d'action. Cette étape est cruciale dans la mesure où elle pose le référentiel commun qui justifiera des actions, des choix et des investissements pour des parties prenantes qui, au départ, ne partagent pas la même vision de l'eau comme bien commun (cf. « Les facteurs favorisant la gestion en bien commun »).

La genèse d'un plan d'actions

Les plans de partage de l'eau, comme les PTGE, sont avant tout des plans d'actions. Leur élaboration interroge les droits ou règles d'accès à la ressource en eau et dégage les ajustements, investissements ou organisations permettant de faire évoluer les équilibres entre la ressource naturelle et les usages préleveurs. Désormais, l'ensemble des textes institutionnels de cadrage de ces plans d'actions affichent le caractère incontournable d'un volet de recherche de sobriété des différents usages préleveurs sur le territoire. L'autre dimension qui apparaît comme juge de paix dans une négociation inter-acteurs aux intérêts potentiellement divergents sur un territoire est le recours à des analyses économiques sur les options techniques envisagées dans le plan d'actions. Il s'agit d'apprécier et d'objectiver en particulier l'équilibre entre les bénéfices attendus pour le territoire, au sens large du terme, y compris les bénéfices sociaux et environnementaux, et les coûts induits par ces actions. L'instruction du gouvernement du 4 juin 2015, relative au financement par les agences de l'eau des retenues de substitution⁴, demandait de recourir à de telles études avant d'attribuer un financement à ce type d'infrastructures.

L'instruction du gouvernement du 7 mai 2019, relative au PTGE, qui a abrogé l'instruction du 4 juin 2015, a repris et confirmé la nécessité des analyses économiques et financières : « Parmi les méthodes d'aide à la décision, les analyses économiques et financières sont particulièrement utiles. Elles doivent étayer et accompagner, de façon participative, la démarche de choix du programme d'actions qui sera finalement mis en place, tout en restant proportionnées ». Un guide national a alors été produit pour préciser ces notions, de manière à qualifier les programmes d'actions envisagés pour le PTGE selon qu'ils sont réalisables sans interventions, à aider, à dissuader ou non réalisables (Loubier *et al.*, 2021). L'analyse économique permet de définir si le programme d'actions est souhaitable ou non du point de vue de l'intérêt général. Il est alors

4. <https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/notice?id=Bulletinofficiel-0028628&reqId=9226e479-f648-4969-94ec-d5f6c7b5532a&pos=7>.

important que l'intérêt général ne se limite pas à la somme des intérêts particuliers sur le territoire, mais embrasse bien la notion de bien commun. L'analyse financière qualifie, pour un plan d'actions souhaitable, s'il est rentable ou non du point de vue de chaque agent impacté.

Avec ces analyses, l'objectif est de mettre en évidence le supplément ou la perte économique et financière engendrés par la mise en œuvre d'un projet. Ces analyses sont d'autant plus recommandées, parfois obligatoires, que les projets mobilisent des fonds publics, qu'ils sont de nature à avoir des impacts sur une grande diversité d'acteurs et qu'ils ont des effets sur un territoire vaste ou sur l'environnement.

Face aux incertitudes multiples, comment adapter le référentiel d'action publique ?

Nous avons vu que la bonne gestion de l'eau comme bien commun relève d'un processus complexe que les acteurs publics s'attachent à faire progresser autour notamment de deux piliers : le diagnostic de situation et la concertation du partage de cette ressource.

I Des incertitudes à différents niveaux...

Le changement climatique

Le changement climatique et les bouleversements géopolitiques génèrent des incertitudes d'ampleur inédite sur la future disponibilité en eau et sur l'importance économique et sociale des activités tributaires de la ressource, dans chaque territoire (Sauquet *et al.*, 2024). Un effet ciseaux se profile avec, d'un côté, la baisse des étiages et, de l'autre, l'augmentation de l'évapotranspiration et des températures qui va accroître les tensions entre tous les secteurs d'activité usagers de l'eau. Sur l'ensemble du territoire, la variabilité interannuelle de la disponibilité en eau sera accentuée.

La sécheresse de 2022 a livré un aperçu des effets induits par le changement climatique. Elle a conduit à des restrictions sévères sur l'eau potable dans plus de 1000 communes. 196 municipalités ont dû distribuer des bouteilles d'eau (Bertrand *et al.*, 2023). Cette année a marqué les esprits, et en particulier certains décideurs de l'action publique : des collectivités ont suspendu des permis de construire, au motif que le territoire manque d'eau⁵ ; d'autres n'autoriseront pas de nouvelles piscines privées.

Les choix sociétaux

Les politiques de développement axées sur l'économie résidentielle et touristique sont critiquées. Et les pratiques de consommation plus sobres deviennent un objectif collectif de notre société.

5. <https://www.francebleu.fr/infos/societe/haute-savoie-plus-de-permis-de-construire-sur-rumilly-a-cause-du-risque-de-manque-d-eau-7567582>.

Ainsi, le modèle extractiviste se trouve réinterrogé. Les autorisations de prélèvements, cumulées lors des trente dernières années, sont de plus en plus confrontées aux arrêtés de restriction lors de crises liées à des sécheresses plus fréquentes et plus durables.

I ... qui obligent à repenser les dispositifs de partage de l'eau...

La gestion à moyen et long terme de l'accès à la ressource en eau ne peut plus se référer aux seules connaissances et modèles historiques. Il est nécessaire d'intégrer l'incertitude dans les stratégies et les décisions. Dans le cadre de leur expertise sur les dispositifs destinés à partager l'eau, en prémices des PTGE, Bisch *et al.* (2018) ont regretté l'absence :

- d'analyse de la vulnérabilité des solutions techniques envisagées au changement climatique à moyen et long terme ;
- d'étude d'alternative aux propositions défendues par chaque catégorie d'usagers consommateurs, imaginées souvent depuis plus de 10 ans ;
- d'analyse économique et financière sur le temps long (>= 50 ans) des aménagements hydrauliques demandés afin d'évaluer leur intérêt général et la récupération du coût durable de ces infrastructures.

Les conséquences pour les institutions de partage de l'eau sont multiples.

Les règles opérationnelles (d'accès et de prélèvement) et de gestion devront être régulièrement révisées. En effet, face à l'incertitude, les priorités d'usages et d'aménagement risquent d'être contestées, tout comme l'équité d'une politique basée sur les ayants-droits historiques, qui pourrait apparaître obsolète face aux connaissances nouvelles et aux changements de contexte.

La question de la réversibilité des règles d'accès et de prélèvement est nettement plus compliquée lorsqu'elle touche à des infrastructures hydrauliques, parfois coûteuses en investissement ou en fonctionnement, car les usagers sont alors contraints par des enjeux de rentabilité ou d'amortissement de ces investissements.

Les choix collectifs sur les droits d'usage de l'eau et le maintien des autorisations qui y sont liées vont devenir un enjeu qui impactera le marché foncier agricole et urbain. Des autorisations d'usage seront probablement conditionnées à des engagements pour des comportements plus sobres (voir chapitre 7). Ces choix vont requérir des arbitrages à différents niveaux hiérarchiques, complexes à articuler entre l'Europe, le niveau national et l'échelle des bassins-versants.

La pérennisation des instances de concertation sera alors un atout, car les parties prenantes, qui accumuleront de l'expérience et de la confiance, pourront peser sur ces négociations.

I ... et à s'inscrire dans une approche prospective

Pour aborder ce futur incertain, les acteurs se tournent de plus en plus vers des démarches de prospective qui visent une investigation méthodique des futurs possibles,

pour anticiper au mieux les évolutions. L'éventail des approches prospectives et des méthodes associées à ces exercices est très large. Mais, d'une manière générale, elles ont pour but d'éclairer les choix du présent dont les répercussions seront visibles à moyen et long terme. Il s'agit donc de se fixer des objectifs de moyens, de déterminer les leviers d'actions sur les usages préleveurs et de définir les investissements à prévoir maintenant pour éviter un déficit futur, qui est probable dans sa nature, mais indéterminé dans son intensité et multiple dans ses causes. Le secrétariat technique du Sdage du bassin Rhône-Méditerranée a publié en 2020 une note de méthode pour réaliser une démarche prospective complète et adaptée au contexte des PTGE.

Durance *et al.* (2007) ont proposé plusieurs approches participatives permettant de coconstruire des trajectoires évolutives possibles, avec leurs liens de causalité, leurs conditions de réalisation, leurs robustesses vis-à-vis du climat et des paramètres socio-économiques. Pour peu que des scénarios narratifs soient mis en scène de manière attractive, les parties prenantes peuvent quitter provisoirement leurs exigences présentes. Elles ont alors l'occasion de débattre des biens et valeurs à défendre, de ce qui fait sens commun pour l'avenir du territoire, de sa vulnérabilité vis-à-vis des menaces sur l'eau (Rinaudo *et al.*, 2021 ; Salles, 2022). Des approches récentes par modélisation permettent ensuite de classer des mesures selon leur robustesse, en simulant les effets d'un très grand nombre de situations futures possibles sur des paramètres économiques et environnementaux. Un exemple est donné par Gil-García *et al.* (2023) à propos d'un projet controversé de barrage en réponse au manque d'eau dans une région semi-aride d'Espagne.

Conclusion

Le changement climatique vient bousculer les schémas qui se sont établis à travers les âges dans les sociétés autour de la notion de partage de l'eau. Il introduit trois dimensions qui, conjuguées, changent la donne : 1) des étiages plus sévères, 2) des besoins en eau qui augmentent, 3) des cycles hydrologiques ou hydrogéologiques plus variables et difficiles à anticiper.

En France, pays habitué à ne pas manquer d'eau, c'est l'enjeu à investir réellement et entièrement la notion d'eau comme bien commun qui est replacé au centre des débats.

Si le discours politique est désormais porté vers cet enjeu, en particulier après l'expérience collective de l'été 2022, on observe que le passage à l'acte reste confronté à des freins hérités du modèle historique extractiviste et de règles de gestion des accès à l'eau permettant l'exclusion de certains usagers.

Ainsi, les outils de régulation des accès et prélèvements d'eau sont réinterrogés : autorisations de prélèvements acquises et généralement non exploitées à leur plein potentiel, choix technologiques pour prélever et distribuer l'eau, ouvrages pour assurer des réserves d'eau sont remis au débat, listés, caractérisés, évalués, au filtre de la disponibilité en eau incertaine.

La notion de bien commun prend alors toute sa portée : si elle est investie, elle servira de terreau à un dialogue apaisé, pour un partage de l'eau qui investit le bénéfice collectif. Si elle est ignorée ou incomprise, l'exercice du partage de l'eau pourrait évoluer en bras de fer où les poids d'influence (économique ou politique) domineraient sur l'intérêt commun, avec dans certains cas des situations évoluant en conflits. De ce point de vue, le modèle français est en transition, poussé par un objectif commun à l'ensemble des situations : que la situation de crise ne devienne pas la règle.

Références bibliographiques

- Allain S., 2012. Négociier l'eau comme un bien commun à travers la planification concertée de bassin, *Natures Sciences Sociétés*, 20(1), 52-65.
- Babin D., Antona M., Bertrand A., Weber J., 2002. Gérer à plusieurs des ressources renouvelables. Subsidiarité et médiation patrimoniale par récurrence, *in* Cormier Salem M.-C., Juhé-Beaulaton D., Boutrais J., Roussel B. (coord.), *Patrimonialiser la nature tropicale : dynamiques locales, enjeux internationaux*, Paris, IRD Éditions, 79-99.
- Bertrand N., Blanc P., Cazin P., Debrieux-Levrat C., Kles V., Plante S., 2023. Retour d'expérience sur la gestion de l'eau lors de la sécheresse 2022, Paris, IGEDD, IAG, CGAAER, 114 p.
- Bisch P.E., Hubert L., Mailleau C., Denier-Pasquier F., Servant L., 2018. Cellule d'expertise relative à la gestion quantitative de l'eau pour faire face aux épisodes de sécheresse, Paris, ministère de la Transition écologique et solidaire et ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 245 p.
- Boulanger A., 1991. Assises nationales de l'eau, Paris, 19 et 20 mars 1991, *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 2(2), 130-131.
- Conseil d'État, 2010. Rapport public. L'eau et son droit. Vol 2. Études et Documents du Conseil d'État, Paris, 584 p.
- Cour des comptes, Chambres régionales & territoriales des comptes, 2023. La gestion quantitative de l'eau en période de changement climatique. Exercices 2016-2022, Paris, 156 p.
- Delavalle M., Gendrin P., Davigo J., Ollagnon H., 1985. La gestion patrimoniale des eaux, *Aménagement et nature*, 78, 5-10.
- Dossa-Thauvin V., 2022. Évolutions de la ressource en eau renouvelable en France métropolitaine de 1990 à 2018, SDES, ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des Territoires, 63 p.
- Durance P., Godet M., Mirénowicz P., Pacini V., 2008. La prospective territoriale, *Cahier du LIPSOR*, 7, 142 p.
- Fallon G., Gittou C., Bertrand N., Dumoulin V., Kosuth P., Allimant P., Joly A., 2022. Appui à l'aboutissement de Projets de Territoire pour la Gestion de L'eau (PTGE). Examen de l'élaboration de quinze PTGE, identification de voies de progrès, Paris, CGEDD, CGAAER, 121 p.
- FAO, ONU-Eau, 2023. Progrès relatifs au niveau de stress hydrique. Situation globale de l'indicateur 6.4.2 des ODD et besoins d'accélération, 2021, Rome.
- Garin P., Girard S., Rivière-Honegger A., Degache A., Gouton C., Pellen M., 2022. Manquer un jour d'eau au robinet? La mise à distance territoriale des effets du changement climatique, *Géocarrefour*, 96(1).
- Gil-García L., González-López H., Pérez-Blanco C.D., 2023. To dam or not to dam? Actionable socio-hydrology modeling to inform robust adaptation to water scarcity and water extremes, *Environmental Science & Policy*, 144, 74-87.

- Loubier S., Garin P., Hassenforder E., Aucante M., Lejars C., 2021. Analyse économique et financière des Projets de Territoire pour la Gestion de l'Eau (PTGE) à composante agricole. Principes méthodologiques et exemples d'applications, INRAE.
- Ludwig W., Dumont E., Meybeck M., Heussner S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades?, *Progress in oceanography*, 80(3-4), 199-217.
- Maugé J. (coord.), 2023. Bilan environnemental de la France. Édition 2022, SDES, ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 123 p.
- Naiman R.J., Latterell J.J., Pettit N.E., Olden J.D., 2008. Flow variability and the biophysical vitality of river systems, *Comptes Rendus Geoscience*, 340(9-10), 629-643.
- Ohlsson L., Turton A.R., 1999. The turning of a screw: social resource scarcity as a bottle-neck in adaptation to water scarcity, *Occasional Paper Series, School of Oriental and African Studies Water Study Group, University of London*, 10-11.
- Ostrom V., Ostrom E., 1977. Public Goods and Public Choices, in Savas E.S. (éd.), *Alternatives for Delivering Public Services Toward Improved Performance*, Boulder Westview Press, p. 7-49.
- Rinaudo J.-D., Neverre N., Rouillard J., 2021. Détour par le futur : la prospective comme moyen d'engager les acteurs dans la planification des eaux souterraines, *Sciences Eaux & Territoires*, 35(1), 76-83.
- Rost S., 2017. Water management in Mesopotamia from the sixth till the first millennium BC, *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(5), 1230.
- Ruf T., 2001. Droits d'eau et institutions communautaires dans les Pyrénées-Orientales. Les tenants des canaux de Prades (xiv^e-xx^e siècle), *Histoire & Sociétés Rurales*, 16(02), 11-44.
- Salles D., 2022. Repenser l'eau à l'ère du changement climatique, *Annales des Mines — Responsabilité et environnement*, 106(2), 32-36.
- Sauquet É., Évin G., Siauve S., Bornancin-Plantier A., Jacquin N. et al., 2024. Messages et enseignements du projet Explore2, <https://doi.org/10.57745/J3XIPW>.
- Schlager E., Ostrom E., 1992. Property-rights regimes and natural resources: a conceptual analysis, *Land economics*, 68(3), 249-262.
- Secrétariat technique du SDAGE, 2020. Anticiper le changement climatique pour une gestion équilibrée de la ressource en eau. Prospective appliquée aux Plans de gestion de la ressource en eau (PGRE) et autres Projets de territoire pour la gestion de l'eau (PTGE), Comité de Bassin Rhône Méditerranée, 16 p.
- Seyer T., Bănanu D., Vaz S., Hattab T., Labrune C., Booth S., Charmasson S., 2023. Ecosystem modeling in the Northwestern Mediterranean Sea: Structure and functioning of a complex system, *Journal of Marine Systems*, 240(103877).
- Zetland D., 2021. The role of prices in managing water scarcity, *Water Security*, 12(100081).

5. Quel horizon normatif pour les politiques de l'eau ?

Sylvain Barone

La gestion de l'eau se caractérise par des évolutions majeures depuis quelques décennies. La création de six agences de l'eau par la loi de 1964 a permis de déployer cette gestion à l'échelle de grands territoires hydrographiques. La mise en place, par ces agences, de redevances sur les prélèvements et la pollution de l'eau par les usagers domestiques, industriels et agricoles dégage chaque année des financements importants (plus de 2 milliards d'euros) affectés à la gestion de l'eau, sous forme de soutiens aux collectivités locales pour la conduite de leurs projets. Des comités de bassin, composés de 20 % de représentants de l'État, 40 % de représentants des collectivités locales et 40 % de représentants des usagers, définissent l'action des agences de l'eau¹. À partir des années 1990, le concept de « gestion intégrée des ressources en eau » (Gire) a mis l'accent sur l'idée d'une gestion concertée à l'échelle du bassin-versant. En Europe, les traductions de la Gire ont majoritairement consacré le passage d'une logique d'usages de l'eau à réguler à une logique écologique et favorable à la participation des usagers. La loi française sur l'eau de 1992 s'insère complètement dans ce cadre. Elle fait de l'eau un patrimoine commun de la nation, et de la préservation des milieux un préalable nécessaire à la satisfaction des usages. Elle prévoit par ailleurs un dispositif de planification, avec la mise en place, dans chaque grand bassin, d'un schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage), élaboré par le comité de bassin et chargé de fixer les orientations fondamentales de la gestion de l'eau. Dans les sous-bassins, des schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) sont élaborés par une commission locale de l'eau, présidée par un élu et composée, sur un modèle proche des comités de bassin, de représentants des collectivités territoriales, des usagers et de l'État. La directive-cadre européenne sur l'eau de 2000 va dans le même sens. Elle contient deux principaux objectifs : prévenir la détérioration de l'état des eaux et améliorer leur qualité afin de parvenir à une situation de « bon état » écologique et chimique pour les eaux de surface, chimique et quantitatif pour les eaux souterraines. La mise en œuvre de cette directive a été très différente selon les pays. La France a affiché un objectif ambitieux de 66 % de masses d'eau de surface en bon état écologique. La dernière grande loi sur l'eau, celle de 2006, conforte le principe d'écologisation.

1. Les agences de l'eau ne disposent ni des pouvoirs de police de l'eau, qui reviennent aux services techniques de l'État et à l'Office français de la biodiversité (OFB), ni de la maîtrise d'ouvrage des projets, laissée aux collectivités locales. Ces dernières interviennent également dans le cofinancement de la gestion de l'eau, aux côtés des agences.

Depuis les années 1990-2000, les politiques de l'eau sont ainsi marquées par un triple mouvement : une dynamique d'écologisation, une territorialisation à des échelles hydrographiques et une volonté d'associer les parties prenantes. Des objectifs écologiques relativement ambitieux ont été formalisés et des moyens publics conséquents ont été mobilisés, que ce soit pour préserver ou restaurer les cours d'eau, les zones humides et la biodiversité des milieux aquatiques. Cette dynamique a produit des résultats concrets. La ressource doit désormais être partagée afin de satisfaire différents besoins sociaux et de préserver les écosystèmes, auxquels des débits réservés sont accordés. De même, de nombreux acteurs et usagers participent aux délibérations au sein des instances de gestion de l'eau.

Tout ceci doit être mis au crédit des politiques de l'eau. Pour autant, des améliorations demeurent évidemment possibles. Ce chapitre explore l'horizon normatif qui pourrait être celui de ces politiques. Il s'agit ici de proposer des éléments de réflexion au regard de grandes normes, en mettant en lumière des limites et des angles morts qui conduisent parfois à s'en écarter. Nous explorerons trois de ces normes, en considérant que les politiques de l'eau pourraient être (encore) :

- plus écologiques, c'est-à-dire favorables à la préservation des ressources et des milieux aquatiques ;
- plus équitables. L'équité renvoie ici au traitement des usagers par ces politiques. Il serait équitable si tous les acteurs sociaux étaient soumis aux mêmes règles, ou si les dérogations à ces règles étaient (perçues comme) légitimes, et si le partage des charges et des bénéfices entre ces acteurs était reconnu comme juste ;
- plus démocratiques. La démocratie ne se résume pas à une participation formelle aux instances de gestion de l'eau. Elle se mesure à l'implication réelle, suivie d'effets, d'une grande diversité d'acteurs dans les processus décisionnels, mais aussi au respect de grands principes, comme l'État de droit. Il s'agit d'horizons vers lesquels on ne peut que tendre.

Ce chapitre s'organise autour de ces trois enjeux, correspondant à des attentes qui se manifestent de plus en plus fortement dans le domaine de l'eau et qui seront abordés à partir de la question du partage de la ressource. Il s'appuie sur des recherches en science politique conduites depuis une quinzaine d'années sur la gestion de l'eau. Notre propos n'est pas d'établir des préconisations ou des recommandations, mais de poser les éléments d'un diagnostic de la situation afin de stimuler une réflexion sur le chemin à parcourir, les marges de manœuvre et les leviers mobilisables pour progresser vers ce triple horizon.

Des politiques plus écologiques

Les politiques de l'eau sont aujourd'hui largement considérées comme des politiques environnementales. Qu'il s'agisse de rétablir le fonctionnement naturel d'un cours d'eau ou de maintenir des zones humides riches en biodiversité, l'eau semble avoir

cédé la place, en tant que catégorie d'action publique, aux « milieux aquatiques » qui recouvrent des écosystèmes plus vastes. Ces politiques se sont beaucoup concentrées sur des objectifs de qualité, depuis la loi de 1964 jusqu'à la directive-cadre européenne de 2000. La dimension quantitative, en lien avec le fonctionnement des milieux, est une préoccupation beaucoup plus récente. La notion d'objectif quantitatif est portée depuis une trentaine d'années dans le bassin Adour-Garonne, à peine 20 ans en Rhône-Méditerranée et en Loire-Bretagne et depuis quelques années seulement dans les autres bassins. Il est toutefois unanimement admis, aujourd'hui, qu'il faut de l'eau en quantité suffisante pour que les milieux fonctionnent, surtout lorsqu'ils sont supports d'usages anthropiques (ressource naturelle exploitée ou réceptacle d'effluents).

Cependant, en dépit d'avancées majeures, la marche engagée vers l'écologisation des politiques de l'eau est loin d'être achevée, et apparaît même réversible. Il y aurait évidemment beaucoup à dire sur la gestion de la qualité de l'eau. Loin de l'objectif visé au titre de la directive-cadre, environ 60 % des masses d'eau de surface risquent de ne pas atteindre le bon état en 2027. Selon l'Anses, au moins un tiers de l'eau distribuée n'est pas conforme à la réglementation².

Si l'on se concentre, en lien avec la thématique de l'ouvrage, sur la gestion quantitative, il faut commencer par rappeler les grands équilibres en matière de consommation d'eau : 58 % pour l'agriculture, 26 % pour la production d'eau potable, 12 % pour le refroidissement des centrales électriques et 4 % pour les autres usages industriels, selon des chiffres officiels³ dont on peut, il est vrai, fortement douter de la précision tant certains prélèvements, notamment agricoles, demeurent mal connus. Les marges de manœuvre pour la réalisation d'économies d'eau se situent surtout, en l'état actuel, du côté de l'agriculture irriguée. Les sécheresses de 1989, 1990 et 1991 et la loi sur l'eau de 1992 ont soulevé des interrogations sur la pertinence économique et écologique de la politique d'expansion de l'irrigation. Ces interrogations ont été encore renforcées avec la directive-cadre sur l'eau. Des mesures contradictoires, incitant ou cherchant à freiner l'irrigation, n'ont alors cessé de s'empiler aux échelles européenne, nationale, régionale et locale. Les années 2000 sont cependant marquées par l'arrêt des subventions au stockage, sauf pour constituer des réserves de substitution⁴, par le contingentement des volumes prélevables et des autorisations de prélèvement pour l'irrigation. En 2012, le ministère chargé de l'environnement suspend le financement de nouvelles retenues agricoles en mettant en avant des motifs écologiques. Il reviendra sur cette mesure dès l'année suivante.

2. Anses, 2023. Campagne nationale de mesure de l'occurrence de composés émergents dans les eaux destinées à la consommation humaine.

3. Ministère de l'Aménagement du territoire et de la Décentralisation et ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche, 30 mars 2023. 53 mesures pour l'eau. Plan d'action pour une gestion résiliente et concertée de l'eau.

4. Un ouvrage de substitution permet de stocker l'eau pendant l'hiver et d'utiliser cette eau l'été en évitant ainsi les prélèvements dans les milieux en période de basses eaux.

En 2015, l'instruction du gouvernement qui suit la levée du moratoire précise les conditions d'émergence des retenues agricoles, avec une finalité d'équipement des territoires en capacité de stockage de l'eau. L'instruction de 2019 sur les projets de territoire pour la gestion de l'eau (PTGE) vise, de façon *a priori* plus écologique, un équilibre quantitatif pour le territoire (et donc pas uniquement au bénéfice des irrigants) et le bon fonctionnement des milieux, en apportant un éventail de solutions incluant la sobriété et le partage des efforts entre usagers⁵. Ce changement de logique est cependant loin d'être complètement assumé par l'État et d'être perçu comme tel par toutes les parties prenantes. Les PTGE sont en effet vite apparus comme l'instrument privilégié de la politique de relance des retenues pour l'irrigation. Le « Varenne agricole de l'eau et de l'adaptation au changement climatique » (2021-2022) a pleinement consacré cette évolution. S'il faut reconnaître que cela n'est pas vrai partout, le mouvement d'accélération des PTGE semble globalement moins devoir servir à formaliser des compromis difficiles dans les territoires où les usages sont en tension qu'à favoriser le développement d'ouvrages de stockage en travaillant à leur acceptabilité locale.

Stocker l'eau pour l'agriculture est plus que jamais présenté comme un impératif pour faire face au changement climatique. La sécheresse historique de 2022 ne semble pas avoir remis fondamentalement en cause cette façon de voir, bien au contraire. Alors que l'écologisation des politiques de l'eau aurait pu conduire à un encadrement plus fort de l'irrigation, cette dernière est relancée au nom d'un autre impératif écologique, celui de l'adaptation au changement climatique. En avril 2024, suite aux mobilisations agricoles de l'hiver précédent, le Premier ministre annonce une liste de 100 projets hydrauliques agricoles dont les travaux doivent être finalisés rapidement et une modification de l'arrêté de 2021 simplifiant les dérogations pour les projets de retenues.

Les projections du programme Explore2 (INRAE/OiEau) à l'horizon 2100 font état, selon le scénario tendanciel (Giec RCP8.5), d'une hausse de la pluviométrie en hiver dans une large moitié Nord de la France, mais d'une forte baisse en été dans une large moitié Sud. La surface du pays touchée par une sécheresse importante augmente nettement par rapport à la situation actuelle. Les débits estivaux des cours d'eau apparaissent à la baisse. Les assèchements de petits cours d'eau en tête de bassins progressent également. Dans ce contexte, le stockage de l'eau pour l'agriculture pose bien sûr la question du statut de cette ressource (bien appropriable, bien commun ?) et de son partage. Par ailleurs, beaucoup rappellent que le développement de l'irrigation ne doit pas se faire au prix de l'entretien d'un modèle de maladaptation, rendant aveugle aux effets durables du changement climatique et aux sécheresses pluriannuelles qui ne manqueront pas de se produire.

5. Un PTGE est une démarche reposant, dans un territoire défini comme prioritaire, sur une approche globale de la ressource en eau, à une échelle cohérente d'un point de vue hydrologique, et sur l'implication de l'ensemble des usagers du territoire pour atteindre, dans la durée, un équilibre entre besoins et ressources disponibles. Son contenu peut fixer des volumes prélevables mensuels, des objectifs de débit ou d'économies d'eau. Plusieurs dizaines de PTGE ont déjà été validés.

C'est peu dire que rien n'est jamais acquis pour l'écologisation des politiques de l'eau. Ce qui a été construit, moyennant bien souvent de longues négociations, peut parfaitement être déconstruit. Il s'agit par conséquent d'être non seulement ambitieux sur la définition et la concrétisation d'objectifs écologiques, mais aussi vigilants quant à la préservation des « conquis » en matière de gestion écologique de l'eau, qui sont loin d'être assurés sur la durée, en particulier dans le contexte actuel, où les prises de parole publiques « décomplexées » contre l'écologie se multiplient dans des sphères sociales et politiques de plus en plus larges.

La sécheresse de 2022 a conduit à donner une dimension politique de premier plan à la gestion de l'eau, avec une feuille de route (le Plan eau, annoncé par le président de la République en mars 2023) qui réinvestit le champ de l'écologie : affirmation du principe de sobriété, problématiques de fonctionnement des milieux, de préservation de la ressource, etc. Alors que l'approche quantitative était concentrée sur la gestion de secteurs en déséquilibre (zones de répartition des eaux, secteurs prioritaires du Sdage), le Plan eau pose un objectif de sobriété générale, y compris pour les secteurs qui ne sont pas en déséquilibre. Il reste à voir comment cette feuille de route se matérialisera, et avec quels effets concrets à moyen terme, alors que les annonces gouvernementales en réaction aux mobilisations agricoles de l'hiver 2023-2024 et la recherche d'économies dans le budget de l'État en 2025 ont déjà conduit à revenir sur certaines des mesures annoncées.

Des politiques plus équitables

Deux grands principes se sont progressivement mis à coexister dans les politiques de l'eau : la non-hiérarchisation entre usages (hors période de crise), institutionnalisée par la loi de 1964, et l'écologisation qui prévaut depuis les années 1990-2000 — et qui pourrait conduire à remettre en cause la première notion. L'écologisation engagée à partir des années 1990 s'est accompagnée d'un renouvellement des objectifs assignés à la gestion de l'eau. Ces derniers n'ont toutefois pas remplacé les précédents. Ils les ont modifiés partiellement en se superposant à eux.

La possibilité de concilier, dans le discours, les différents usages en cours et la protection de la nature ne tient toutefois que dans la mesure où celle-ci est rarement poussée au bout de ses implications diverses, et en réalité largement contradictoires. L'un des outils de mise en cohérence entre écologie et satisfaction de tous les usages consiste à minimiser leurs effets différentiels sur l'eau et à insister au contraire sur le fait que chaque usage peut et doit prendre sa part dans l'effort collectif de préservation : les individus comme les entreprises, les riches comme les pauvres. Dans ce schéma, le fait que certains usages consomment beaucoup plus d'eau que d'autres est largement passé sous silence. L'accent est davantage mis, ici, sur les conséquences de la raréfaction ou de la pollution de l'eau que sur ses causes structurelles (Comby, 2015).

Le système de financement des agences de l'eau par des redevances sur les différents usages est assez révélateur de ces enjeux d'équité. Ce système repose sur un compromis instauré entre la fin des années 1960 et les années 1970 entre l'État, les élus locaux (dont les collectivités bénéficient directement des investissements des agences), les industriels (accompagnés en contrepartie par l'État dans la modernisation de leurs usines) et les agriculteurs (quasi dispensés du paiement de redevances). L'agriculture représente, on l'a rappelé, 58 % des consommations nettes d'eau, mais seulement 6 % des redevances prélevées par les agences. La production d'eau potable (pour des usages domestiques, mais aussi pour l'arrosage des espaces verts, des terrains de sport, pour le remplissage des piscines publiques, etc.) représente quant à elle 26 % des consommations nettes, mais 80 à 85 % des redevances. Les réseaux et autres équipements pour l'eau potable et l'assainissement ayant été réalisés, la conception mutualiste du système de redevances aurait pu évoluer vers un outil de fiscalité écologique, consistant à faire payer plus les usagers qui prélèvent ou polluent plus. Une telle évolution, conduisant mécaniquement à donner une place plus importante à l'agriculture dans le financement des politiques de l'eau, aurait été cohérente avec les processus d'écologisation à l'œuvre depuis les années 1990. Cette évolution n'a cependant pas eu lieu, malgré des tentatives. Et elle apparaît peu envisageable, politiquement, aujourd'hui.

Les agences de l'eau consacrent une part de plus en plus importante de leur budget aux milieux aquatiques et à la préservation de la biodiversité, au détriment des aides aux services d'eau et d'assainissement. Elles rendent ainsi moins d'argent aux collectivités locales gestionnaires des services publics. Beaucoup d'élus et de gestionnaires locaux s'opposent à ce qu'ils considèrent comme un détournement de financements qui devraient leur revenir. Au-delà de ces débats, si l'eau est un bien commun, la question se pose de savoir si le financement de sa gestion ne devrait pas davantage être assuré par les impôts des citoyens (Barraqué, 2023). Ce qui apparaît à travers ces questionnements et ces controverses, c'est que peu d'acteurs ou d'usagers, en fin de compte, considèrent que les actions en faveur des milieux représentent un bénéfice pour eux — ce qui ne constitue pas le moindre des échecs pour les politiques de l'eau.

Le mythe de la conciliation entre perpétuation des usages et protection des milieux tend progressivement à se fissurer. Ce qui est rendu compatible ou cohérent dans le discours se heurte déjà et se heurtera de plus en plus fortement aux réalités hydro-climatiques. Les déficits en eau (équilibre besoins-ressources) dus au changement climatique vont devenir plus importants, on l'a évoqué, avec des zones plus en tension que d'autres (comme le sud-ouest du pays). Les conflits localisés autour de la ressource sont amenés à se multiplier. La réduction des débits engendra en outre une plus grande concentration des substances polluantes. Il est loin d'être évident, par conséquent, que la satisfaction de tous les usages actuels puisse être durablement compatible avec les objectifs écologiques que l'État s'est lui-même fixé. Quand les tensions sur la ressource en eau s'aiguisent, la logique de conciliation ne va plus de soi. De plus en plus de choix devront être opérés, qu'ils visent à rationner certains usages ou à en prioriser d'autres.

La gestion de ces tensions sur l'eau soulève des questions importantes concernant la légitimité de certains usages et l'équité de traitement entre usagers. Pendant les périodes de sécheresse, les préfets peuvent prendre des décisions de restriction sur les usages non-prioritaires de l'eau. Dans un territoire départemental ou infra-départemental donné, le niveau « crise » conduit ainsi théoriquement à l'interdiction des prélèvements en eau pour l'agriculture (totalement ou partiellement), pour l'arrosage des espaces verts et pour de nombreux usages domestiques. Ce niveau a par exemple été déclenché dans la quasi-totalité des départements pendant la sécheresse de 2022. Pourtant, même en cas de crise, les « arrêtés sécheresse » pris par les préfets aménagent de multiples dérogations, de manière du reste bien peu transparente.

Ces dérogations sont courantes pour les usages agricoles. Classiquement, les arrêtés listent les cultures pouvant bénéficier de dérogations (par exemple, maraîchage, jeunes plantations, arboriculture, etc.), les conditions devant être remplies par les professionnels et le contenu de ces dérogations (par exemple, application des mesures du niveau « alerte renforcée », moins strictes que celles du niveau « crise » prévoyant l'interdiction de l'irrigation des cultures : irrigation autorisée mais uniquement entre 20h et 8h, réduction des prélèvements de 50 % pour l'irrigation gravitaire ou par aspersion, etc.). De manière plus surprenante, dans la même situation, des dérogations bénéficient aussi à certaines activités de loisirs, comme les golfs⁶. La médiatisation de ces dérogations a suscité des débats au cours de l'été 2022. Alors que les particuliers de la majeure partie du territoire national ne pouvaient plus arroser leur potager en journée, que des agriculteurs devaient limiter plus ou moins fortement leur utilisation d'eau, des activités de loisirs pouvaient continuer à se servir ; une façon peu compréhensible, pour beaucoup d'usagers, de répartir la charge des rationnements en période de pénurie.

La sécheresse de 2022 a également mis en lumière une autre forme de « gouvernement par dérogations » en matière de gestion de l'eau. Le fonctionnement des centrales nucléaires implique de prélever de l'eau dans des cours d'eau (ou dans la mer) pour refroidir les réacteurs. L'élévation de la température des cours d'eau après mélange avec les eaux issues des circuits de refroidissement doit être la plus limitée possible par rapport à la température en amont, en raison des impacts possibles sur les écosystèmes en aval⁷. Des modifications temporaires des prescriptions encadrant les rejets thermiques peuvent toutefois être accordées par l'Autorité de sûreté nucléaire. Fait rare, cette situation s'est produite au cours de l'été 2022 pour plusieurs centrales, dans un contexte énergétique particulièrement tendu. Si les effets sur les milieux sont pour l'instant jugés limités par EDF, des débits hydrologiques plus faibles auront pour conséquence des températures moyennes plus élevées en aval des centrales, par concentration de rejets plus chauds dans une eau plus rare. Ces effets se combineront à l'élévation généralisée de la température des cours d'eau.

6. IGEDD, IGA, CGAAER, 2023. Retour d'expérience sur la gestion de l'eau lors de la sécheresse 2022.

7. Un arrêté précise la température maximale autorisée de l'eau rejetée au cas par cas. Si le cours d'eau a déjà atteint cette température, la centrale doit prendre des mesures (réduire la puissance de ses réacteurs, par exemple).

Plus globalement, avec les évolutions climatiques en cours, ce qui apparaît aujourd'hui comme une gestion de crise pourrait demain devenir une gestion régulière, normale. Cela interroge ce que l'on fait des normes visant à encadrer les usages et à protéger les milieux et la manière dont on entend les faire appliquer. La dérogation implique une forme de souplesse, d'adaptation, mais aussi de renoncement, voire d'arbitraire. Les tensions autour de la ressource en eau semblent ainsi devoir se régler de plus en plus par des dérogations sur les usages, ces dernières permettant d'absorber les chocs en déplaçant le curseur de l'action publique au gré des enjeux écologiques et économiques et du caractère plus ou moins conflictuel du partage de l'eau dans les territoires. Mais quelle est alors la valeur juridique et politique du cadre réglementaire ? Il y a là une fuite en avant dont on se demande sur quoi elle débouchera : limitation/encadrement des systèmes de dérogations (mais cela ne sera possible qu'en faisant fortement évoluer les usages de l'eau) ? Nivellement par le bas d'aspects particuliers de la réglementation sur les usages dérogatoires (mais au risque d'un renforcement des tensions sur l'eau et d'un creusement du fossé avec les perdants d'une telle évolution, au premier rang desquels nous trouverions vraisemblablement les milieux naturels) ? En l'absence de transformations majeures et durables, il semblerait qu'il faille choisir entre les conséquences économiques et sociales du changement climatique (perte de rendements et fragilisation des exploitations agricoles, arrêt temporaire de la production d'électricité, etc.) et les conséquences écologiques d'un fonctionnement par dérogations aux normes environnementales.

Des politiques plus démocratiques

Depuis les années 1960, et à plus forte raison encore depuis les années 1990, la définition et la mise en œuvre des politiques de l'eau ne relèvent pas uniquement de l'État et des collectivités locales. Elles associent également de nombreux usagers, que ce soit à l'échelle des grands bassins hydrographiques ou des (sous-)bassins-versants. De fait, des acteurs qui ne sont généralement pas considérés comme particulièrement puissants (associations de protection de la nature, de pêche à la ligne, pisciculteurs, etc.) sont bien présents au sein des instances de gestion de l'eau, comme les comités de bassin et les commissions locales de l'eau. Les échanges et le travail collectif au sein de ces instances amènent à partager des diagnostics de la situation, conduisant eux-mêmes à mettre en avant des enjeux prioritaires, voire à opter pour des solutions faisant consensus (Allain, 2012 ; Barbier et Fernandez, 2024). Ces dynamiques, plutôt bien documentées, vont dans le sens d'une démocratisation des politiques de l'eau. Elles ne doivent cependant pas masquer l'existence de profondes asymétries de pouvoir. Celles-ci se manifestent y compris au sein des organismes de gestion de l'eau, qu'on pense par exemple au décalage entre une association de protection de la nature constituée de quelques bénévoles et une grande entreprise industrielle ou un syndicat agricole représentant des milliers d'exploitants. Elles ne doivent pas non plus occulter l'existence

de négociations structurantes entre l'État et des acteurs sectoriels ou des groupes d'intérêts puissants qui codéfinissent, de manière institutionnalisée, les politiques de l'eau en marge de ces instances. Ces dynamiques ont elles aussi été étudiées (Thomas, 2020 ; Laurenceau et Molle, 2023 ; Barone, 2024). Elles génèrent des prises de décision assez peu transparentes et finalement indexées à la capacité d'influence des uns et des autres. Les syndicats agricoles majoritaires, reconnus comme interlocuteurs principaux du ministère de l'Agriculture, bien soutenus au Sénat et par les grands élus de certains territoires, remportent ainsi, on l'a illustré plus haut, beaucoup d'arbitrages sur les questions de partage de l'eau. Le Parlement est également une caisse de résonance pour les associations d'élus locaux, qui peuvent être porteurs de revendications aménagistes. Ces derniers, notamment les plus influents, ont souvent l'oreille des préfets, comme les représentants d'intérêts catégoriels en capacité de se mobiliser, ce qui peut générer des arbitrages locaux en leur faveur, là aussi en marge des lieux officiels de concertation.

Les exemples sont nombreux. Ils montrent à quel point la démocratie ne peut, et ne doit, se résumer à des processus formels. Dans ce contexte, certaines voix s'élèvent pour demander un rééquilibrage entre les différents acteurs représentés dans les instances de gestion de l'eau, un dialogue territorial réel, approfondi en amont des projets (de stockage, par exemple) au-delà des démarches-alibis, ou une meilleure coordination entre secteurs, en faisant en sorte que les décisions en matière d'aménagement ou d'agriculture prennent mieux en compte la gestion de l'eau. Ces évolutions, sans doute utiles, apparaissent toutefois quelque peu secondaires, tant les jeux d'acteurs et les enjeux de pouvoir qui s'expriment dans la gestion de l'eau s'inscrivent dans un fonctionnement systémique qui les dépasse.

Le dossier de l'eau contribue également à documenter une évolution préoccupante, concernant l'attitude critique, voire hostile, de représentants politiques toujours plus nombreux à l'égard de ce qui constitue pourtant l'un de nos fondements démocratiques : l'État de droit — qui désigne un État dans lequel la puissance publique se soumet aux règles du droit. Le « deux poids, deux mesures » de l'État entre syndicats agricoles et groupes écologistes constitue une manifestation évidente du non-respect du principe d'égalité de tous devant la loi, pilier de tout État de droit. D'un côté, l'État consent à des situations manifestement illégales : la retenue de Caussade, dans le Lot-et-Garonne (920 000 m³), construite et maintenue sans autorisation par la chambre d'agriculture, en constitue sans doute la meilleure illustration. Ce cas met en plus en scène un État qui se soumet davantage à la logique du fait accompli, voire au chantage à la violence de la part de représentants de la profession agricole, qu'au droit. De même, face aux dégradations matérielles lors des mobilisations agricoles de janvier et février 2024, le ministre de l'Intérieur assumait une « grande modération [...] des forces de l'ordre » parce qu'« il y a des coups de sang légitimes »⁸. D'un autre côté, quelques mois plus tôt à Sainte-Soline (Deux-Sèvres), dans le cadre de manifestations contre les « mégabassines », le même ministre affirmait : « la main ferme de l'État sera

8. Plateau de TF1, 25 janvier 2024.

au rendez-vous», en qualifiant les militants écologistes d'«écoterroristes»⁹. Le déploiement massif et l'usage disproportionné de la force publique sur un site sans biens matériels à protéger contraste avec le traitement dont bénéficient le plus souvent les grandes organisations agricoles quand elles se mobilisent. L'annonce (non suivie d'effets), par le Premier ministre, toujours suite aux contestations agricoles de l'hiver 2024, de la mise sous tutelle (unique?) des préfets de l'OFB, accusés de contrôles abusifs, tend quant à elle à ignorer le principe de séparation des pouvoirs exécutif et judiciaire, autre fondement de l'État de droit.

La démocratie de l'eau, que beaucoup appellent de leurs vœux, reste encore largement à être imaginée. Il paraît de plus en plus évident que l'eau ne peut plus simplement être l'affaire des usagers, mais qu'elle doit être celle de tous les citoyens. Cela peut passer par une participation à la gestion publique de l'eau élargie à des acteurs divers, y compris des simples citoyens. En 2017, dans la Drôme, une consultation large a par exemple réuni 350 personnes, y compris des individus peu représentés habituellement, et donc porteurs de visions potentiellement différentes, afin de réfléchir à la révision du Sage. À Lyon, après avoir conduit une démarche de prospective participative invitant les habitants à se demander à quoi ressemblera un quotidien où l'eau sera plus rare, la métropole a mis en place en 2023 une assemblée des usagers de l'eau, dans la lignée de la reprise en gestion publique de l'eau. Cette assemblée, ouverte à tous (habitants, associations, entreprises), est pensée comme un lieu d'échange et de débat. Elle doit permettre d'interpeller les élus et les services de la métropole, d'alimenter l'action de la collectivité et de sensibiliser le grand public.

Cette implication peut aussi passer par des expérimentations écologiques et démocratiques non pilotées par les pouvoirs publics, des démarches participatives ne venant pas forcément en appui à des politiques publiques, mais spontanées (*bottom-up*). Alors que beaucoup de projets atterrissent sur les territoires sans véritable délibération démocratique, ces expérimentations permettent de développer des pratiques, des formes de gouvernance, des imaginaires alternatifs. Par exemple, une assemblée populaire du Rhône a été mise sur pied en 2021 à l'initiative d'une association (id-eau, basée à Lausanne). L'objectif était de créer un dispositif de démocratie délibérative en tirant au sort 25 habitants, en France et en Suisse, pour concevoir un nouveau rapport au fleuve et à ses écosystèmes. Cette assemblée avait pour mandat la « promotion de méthodologies, de politiques et de gouvernances innovantes en faveur de la reconnaissance de la voix du fleuve »¹⁰. Indépendante des pouvoirs publics, cette initiative a été accompagnée par un conseil de gouvernance, également indépendant. Pendant deux ans, le panel de citoyens s'est informé, a débattu et a formulé des recommandations. L'articulation entre des formes institutionnelles de participation visant à nourrir directement les décisions publiques et d'autres pratiques démocratiques plus libres,

9. Déclaration reprise dans différents médias, par exemple dans « Bassines : le conflit de Sainte-Soline est parti pour durer », *La Nouvelle République*, 30 octobre 2022.

10. <https://www.assembleepopulairedurhone.org/d%C3%A9marche>.

moins canalisées, offre des perspectives stimulantes, les premières pouvant s'inspirer des secondes, offrir des concrétisations à ce que proposent les expérimentations spontanées. Ces dernières gagnent aussi à rester autonomes, à ne pas être captées par les pouvoirs publics, pour pouvoir conduire pleinement cet exercice de production d'alternatives. Tout cela permet de se saisir collectivement des enjeux liés à l'eau, de débattre de ses usages et de son partage. Si l'eau est plus qu'une ressource, si elle est, encore une fois, un bien commun, elle ne concerne pas simplement les usagers, mais elle intéresse tous les citoyens. Dans cette perspective, la gestion de l'eau ne vise plus simplement des objectifs strictement fonctionnels ou écologiques. Elle nourrit aussi directement la vie démocratique.

Conclusion

Ces éléments de réflexion sur les politiques de l'eau insistent sur leurs dimensions socio-politiques, sans prétention, bien évidemment, à l'exhaustivité. Trois horizons ont été explorés successivement : l'écologie, l'équité et la démocratie. Ceux-ci sont en réalité étroitement entremêlés. Il existe une corrélation assez importante entre écologisation et démocratisation — en creux, les atteintes à la démocratie s'accompagnent souvent d'atteintes à l'écologie, et réciproquement. De la même manière, poursuivre, ou tout simplement préserver, l'écologisation des politiques de l'eau implique de veiller au respect de critères d'équité, notamment concernant le partage de l'eau. Le mouvement des gilets jaunes est né en partie d'un sentiment d'injustice lié à l'instauration d'une mesure écologique (taxe carbone). Les usagers doivent avoir la sensation d'être soumis aux mêmes règles du jeu. En l'absence de sentiment d'équité, il ne peut y avoir de mouvement collectif large vers une meilleure préservation des milieux. L'équité de traitement génère de la confiance dans l'action publique et le fonctionnement démocratique. Cette question relève donc non seulement d'un principe de justice sociale, mais aussi d'un principe d'efficacité politique. Il ne s'agit plus de tout concilier, mais de se mettre d'accord sur des priorités et, vraisemblablement, sur une réorientation structurelle des usages et destinations de l'eau. Pour qu'une telle réorientation soit légitime, elle doit cependant être discutée et validée démocratiquement. Dans un contexte où la démocratie représentative a montré ses limites en matière d'écologie, la multiplication des initiatives visant à politiser la gestion de l'eau apparaît comme une condition certes non suffisante, mais sans doute nécessaire.

Références bibliographiques

- Allain S., 2012. Négocier l'eau comme un bien commun à travers la planification concertée de bassin, *Natures Sciences Sociétés*, 20(1), 52-65.
- Barbier R., Fernandez S., 2024. L'eau en commun, *La Vie des idées*, <https://laviedesidees.fr/L-eau-en-commun>.

Barone S., 2024. *L'eau, une affaire d'État. Enquête sur le renoncement écologique*, Paris, Raisons d'agir, 144 p.

Barraqué B., 2023. La récupération du coût des services rendus par l'utilisation de l'eau : quel rapport avec l'eau en bien commun ?, *Flux*, 134, 24-34.

Comby J.-B., 2015. *La question climatique. Genèse et dépolitisation d'un problème public*, Paris, Raisons d'agir, 256 p.

Laurenceau M., Molle F., 2023. A Convenient Untruth: Environmental Water Reallocation and the Art of Ambiguous Arrangements in South-East France », *Journal of Environmental Policy and Planning*, 25(1), 118-134.

Thomas A., 2020. Quelle transition l'eau doit-elle servir? La politisation de la transition écologique dans les industries hydroélectrique et agricole », *Politix*, 132, 155-175.

6. Que fait l'État lorsque l'eau vient à manquer ?

Rémi Barbier, Claire Magand, Charles Antoine, Sara Fernandez, Charles Perrin, François Tilmant, François Bourgin, Pierre Nicolle, Mathilde Morel

À la suite de la loi de 1964, la politique nationale de l'eau s'est d'abord structurée autour de la lutte contre les pollutions, même s'il s'agissait surtout de garantir la disponibilité d'une eau de qualité suffisante pour satisfaire des usages alors en forte croissance. Dans certaines régions, l'action publique avait toutefois pris en charge de longue date l'enjeu quantitatif, notamment par des équipements de transfert ou de stockage pour générer de nouveaux accès à l'eau, en particulier en soutenant les étiages. De manière générale, les sécheresses, et les pénuries qu'elles étaient susceptibles de provoquer (encadré 6.1), ne laissèrent jamais les pouvoirs publics indifférents¹. Si la sécheresse de 1976 a marqué les esprits par la mobilisation nationale dont elle a fait l'objet, elle a aussi contribué à justifier la poursuite d'un développement soutenu de l'irrigation. Celle de 1989-1990, en revanche, contribua à un tournant important des politiques publiques en matière de gestion quantitative. Elle déclencha en effet la tenue de plusieurs comités interministériels qui aboutirent à un ensemble de propositions inscrites dans la loi sur l'eau de 1992. Celle-ci instaura en particulier un régime complet de déclaration et d'autorisation des prélèvements afin de mieux les contrôler, en fonction d'indicateurs de débit des cours d'eau. Elle conféra à l'État le pouvoir de piloter la gestion conjoncturelle, c'est-à-dire les restrictions d'usages de l'eau en situation de crise. Enfin, elle mit également en place les premiers outils de gestion structurelle, avec les démarches de planification pluriannuelle.

Le dispositif de gestion de crise, auquel est consacré ce chapitre, a, depuis lors, continuellement évolué, souvent en réaction à de nouvelles sécheresses. Celle de 2003 et le plan de gestion qui suivit en 2004 furent ainsi l'occasion de rappeler les usages prioritaires en cas de restriction, dont l'alimentation en eau potable. En 2011, une sécheresse précoce conduisit à la mise en place de la Banque nationale des prélèvements en eau (BNPE), afin de mieux connaître les prélèvements, et de l'Observatoire national des étiages (Onde) afin d'améliorer le suivi du milieu par des observations visuelles en amont des bassins-versants, sur des petits cours d'eau impossibles à surveiller en continu. Elle favorisa également le développement d'outils de prévision des sécheresses. Les épisodes de 2022 et 2023 ont à leur tour conduit à de nouvelles évolutions. Le Plan eau de mars 2023 identifie explicitement l'amélioration de la réponse

1. <https://theconversation.com/secheresses-historiques-que-nous-enseignent-les-archives-190503>.

aux sécheresses parmi ses axes prioritaires. Dans ce contexte, l'objet de ce chapitre est triple : présenter l'état actuel du dispositif de gestion du manque d'eau conjoncturel ; expliciter les enjeux métrologiques sous-jacents à la détermination des états de crise enclenchant la prise de mesures de restrictions ; rendre compte de la manière dont ce dispositif est concrètement mis en œuvre, à partir du cas d'un territoire plutôt épargné jusqu'à présent par les tensions quantitatives, le bassin Rhin-Meuse, afin de comprendre ce qui se joue dans l'établissement de ce nouveau rapport à la ressource et dans le jeu des relations entre l'État et les usagers.

Encadré 6.1. Sécheresse et pénurie

La sécheresse peut être définie comme un événement, plus ou moins durable et étendu, caractérisé par une disponibilité en eau jugée significativement inférieure à la normale. On distingue différents types de sécheresse selon le critère quantifié : on parlera de sécheresse météorologique, lorsque la pluviométrie est déficitaire par rapport à une normale définie statistiquement, et de sécheresse édaphique ou hydrologique lorsque ce sont respectivement les sols, ou les débits ou les nappes qui sont affectés. Ces différents types de sécheresse peuvent évidemment être liés entre eux. Une sécheresse est aussi qualifiée par sa durée, sa sévérité, son moment d'apparition dans l'année (début, reprise) et son étendue spatiale (Tallaksen et van Lanen, 2023).

La définition statistique d'un état de sécheresse n'est pas aisée : elle dépend de la référence ou du seuil choisi (interannuel ou saisonnier par exemple) et des indicateurs sélectionnés (voir par exemple Stahl *et al.*, 2020). Il s'agit d'abord d'un phénomène biophysique caractéristique du climat et des régimes de pluie ou d'hydrologie qui lui sont associés. Mais il peut être amplifié par des activités humaines, l'occupation de l'espace et les usages de l'eau induits, notamment des prélèvements conduisant à des consommations nettes d'eau, au sens où l'eau prélevée n'est pas restituée au milieu naturel. Le changement climatique laisse entrevoir une intensification des sécheresses (voir chapitre 1).

La notion de pénurie d'eau renvoie, quant à elle, à un déséquilibre entre des ressources et des demandes en eau. Elle peut être temporaire ou structurelle, provoquée par des prélèvements excessifs, un déficit pluviométrique ou des pollutions qui rendent alors l'eau impropre à d'autres usages (voir par exemple Rivière-Honneger et Bravard, 2005). Ces déséquilibres peuvent donner lieu à des conflits d'usages entre l'alimentation en eau potable, la production d'énergie, l'agriculture, le transport fluvial, les loisirs, etc., et à des dégradations des milieux naturels. L'action publique a mis en place différents instruments pour les réguler : ils relèvent de la réglementation, de la construction d'équipements ou encore de la planification concertée et de la gestion de crise. Dans ce chapitre, nous parlerons de crise pour désigner les situations de pénurie conjoncturelle.

La gestion de crise, anatomie d'un dispositif

Un pilotage par le préfet de département en interaction avec les parties prenantes

La gestion de crise est déclenchée lorsque survient un événement, inhérent à la variabilité interannuelle du climat, qui met en cause temporairement la capacité de la ressource à satisfaire les usages autorisés tout en respectant les besoins du milieu². Cela consiste principalement à imposer des mesures temporaires de restrictions d'usage de l'eau. Celles-ci intègrent un souci d'équité entre les usages, susceptible toutefois d'obéir à différentes conceptions du « juste » parfois difficilement compatibles entre elles. Comment et sur quelles bases ces restrictions sont-elles établies, puis mises en œuvre ?

Comme on peut le voir sur la figure 6.1, la gestion de crise relève principalement du préfet de département et s'inscrit dans deux temporalités distinctes : les règles concernant les restrictions pour les différents usagers sont d'abord fixées dans un arrêté cadre sécheresse (ACS) en dehors des situations hydrologiques sensibles (à gauche, en bleu) ; elles sont ensuite activées en tant que de besoin en période d'étiage sévère *via* des arrêtés temporaires de restriction des usages (à droite, en orange). Si ceux-ci sont nécessairement limités dans le temps, l'ACS a au contraire vocation à être pluriannuel afin de fournir aux usagers un horizon stable d'anticipation. Ses règles peuvent et doivent toutefois être révisées lorsque des défaillances sont constatées, si les conditions climatiques évoluent ou encore si certains acteurs parviennent à l'imposer.

Selon une logique de gestion concertée de l'eau, les règles figurant dans les ACS sont préalablement discutées par l'ensemble des acteurs concernés au sein des comités ressources en eau, qui constituent les instances de gouvernance de la pénurie conjoncturelle. Ils sont pilotés par l'État et se réunissent au moins deux fois par an : au printemps, dans un souci d'anticipation, et à l'automne pour rendre compte de la gestion de l'été. La fréquence de réunion est ensuite adaptée à la situation de l'étiage, à la nécessité de présenter ou non la situation hydrologique et celle des usages avant la prise de décision. La composition de ces comités varie en fonction du périmètre de l'ACS, l'objectif étant d'assurer la représentation et l'expression équilibrées des usagers de l'eau et des porte-parole des besoins des milieux.

Le périmètre de l'ACS est généralement divisé en zones d'alerte pour traduire l'hétérogénéité du territoire départemental, tant du point de vue des ressources en eau (de surface ou souterraines) que de celui des usages. Ces zones d'alerte, au nombre de 9 000 actuellement, doivent respecter une cohérence hydrologique : il peut s'agir de

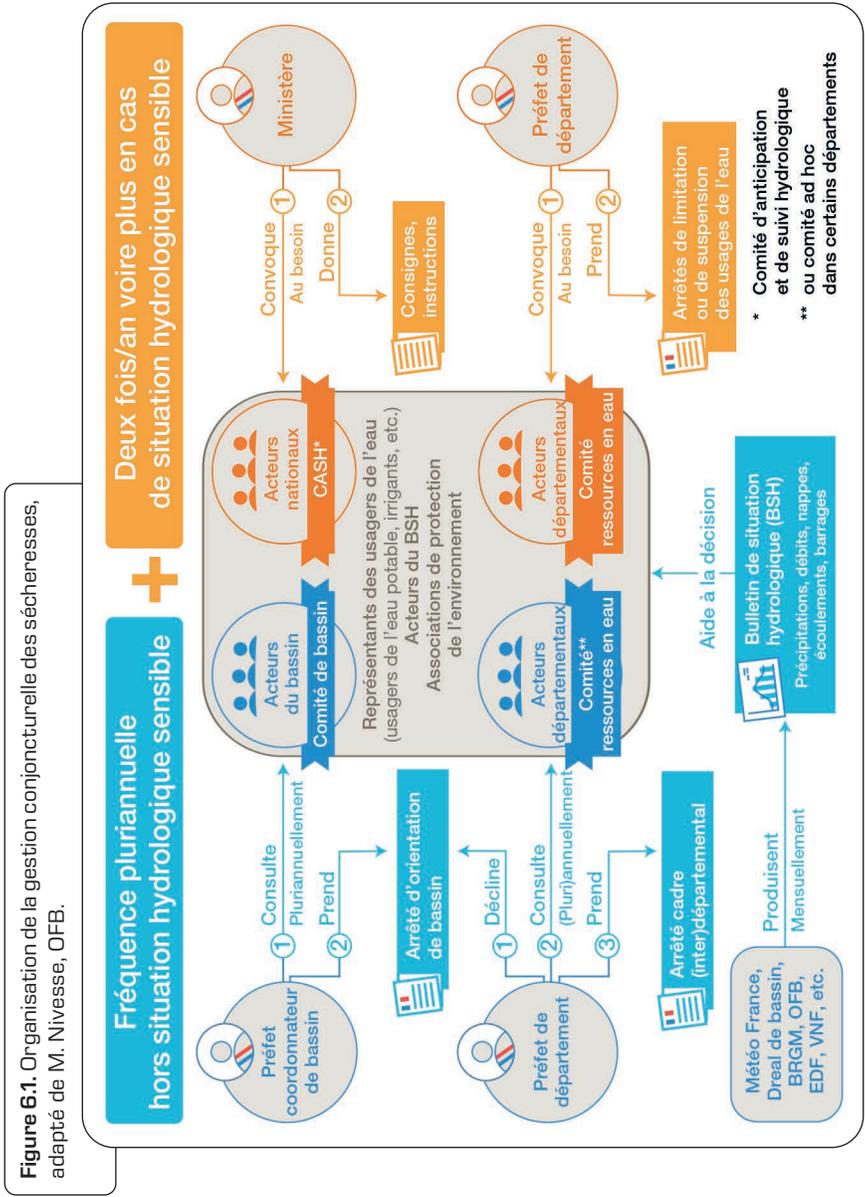
2. Lorsque la gestion de crise doit être mise en œuvre à une fréquence jugée trop élevée (concrètement, plus de 2 années sur 10 en moyenne), le territoire concerné est considéré en déséquilibre structurel, ce qui enclenche normalement un programme de retour à l'équilibre.

tout ou partie d'un bassin-versant, d'une ou d'un groupe de masses d'eau³ souterraine ou encore d'une combinaison des deux. Les mesures de restriction s'appuyant sur l'état de la ressource en temps quasi réel, ces zones d'alerte doivent par ailleurs nécessairement disposer de suivis et d'observations permettant de l'objectiver. Dans le cas où un bassin-versant ou une masse d'eau souterraine serait à cheval entre deux départements, il peut être décidé de créer un arrêté cadre interdépartemental (ACI), dont le pilotage est confié à l'un des préfets concernés. Cette coordination interdépartementale doit permettre d'assurer une gestion équitable entre usagers d'une même ressource, en définissant des règles de déclenchement et des mesures de restriction communes. En période de sécheresse, il revient à chaque préfet de département désigné d'appliquer cet ACI à travers des arrêtés de restriction.

Depuis le décret du 23 juin 2021, la gravité des sécheresses est appréciée selon quatre niveaux : vigilance, alerte, alerte renforcée et crise. Ceux-ci doivent être définis de manière à permettre une mise en œuvre graduelle des mesures, le niveau de vigilance devant permettre d'anticiper et de limiter les impacts aussi bien socio-économiques qu'écologiques. Comme on le verra par la suite, ces niveaux sont établis à partir d'une combinaison de mesures et d'observations sur les débits des cours d'eau, les niveaux de nappes ou les assecs en tête de bassin-versant, supposées représentatives de la zone d'alerte. Enfin, à chaque niveau de gravité est associé un ensemble de mesures de restriction en fonction des usages identifiés (eau potable, abreuvement du bétail, irrigation, refroidissement de process industriels, etc.) et, parfois, des ressources en eau (superficielles ou souterraines). Ces mesures vont d'actions de communication à des interdictions totales de prélèvements. Leurs conditions de déclenchement, mais aussi de levée et d'assouplissement, sont explicitées dans les ACS.

Les ACS fixent donc les zones d'alerte, la définition des niveaux de gravité et les mesures de restriction associées pour chaque catégorie, voire sous-catégorie, d'usagers (maraîchers, arboriculteurs, etc.). Les conditions permettant d'obtenir à titre exceptionnel des dérogations aux mesures de restrictions, ainsi que les modalités pour la prise d'arrêtés de restrictions et leur communication, sont également renseignées. Ces ACS sont soumis à enquête publique avant d'être signés par le préfet de département. Quant aux arrêtés temporaires de restriction, ils doivent être pris dans les plus brefs délais et ne sont pas soumis à enquête publique. Le cadrage national, renforcé par l'instruction du 13 mai 2023, fixe un délai maximum de cinq jours ouvrés pour prendre des mesures de restriction dès lors que les conditions de déclenchement sont constatées, ce qui permet de limiter les éventuelles pressions pour retarder la prise de mesure.

3. Une masse d'eau correspond « au découpage élémentaire des milieux aquatiques destiné à être l'unité d'évaluation » des objectifs fixés par la directive-cadre sur l'eau (<https://www.eaufrance.fr/glossaire/masse-deau>).



I Entre territorialisation et homogénéisation des pratiques

L'absence de cadrage national jusqu'au début des années 2000 a laissé place à une grande variabilité interdépartementale des mesures de restriction. Au-delà des particularités propres à la ressource et aux usages, les choix ont pu être influencés par les héritages locaux en matière de gestion des ressources en eau ainsi que par le jeu des rapports de force, entre usagers ou entre ceux-ci et l'administration. De nombreuses mesures locales prises dans les départements du Grand-Est illustrent ces spécificités. Ainsi, entre 2010 et 2020, des restrictions sur les centrales hydroélectriques et les spas ont été adoptées dans les Vosges uniquement, les restrictions sur l'irrigation variaient entre le Bas-Rhin et le Haut-Rhin, tandis que des restrictions spécifiques sur les usages industriels s'appliquaient en Meurthe-et-Moselle. On retrouve également des différences dans les conditions pouvant justifier une dérogation. En fin de compte, comme l'ont mis en évidence les retours d'expérience des sécheresses de 2019 (Dumoulin et Hubert, 2019) et 2022 (Bertrand *et al.*, 2023), ces disparités territoriales dans l'application de la réglementation pouvaient engendrer des tensions entre usagers.

Pour homogénéiser les pratiques, le premier « Guide sécheresse »⁴ a été publié en 2021, puis mis à jour en 2023 afin d'aider les services de l'État dans l'exercice de leurs missions et de clarifier le rôle des préfets. Dans sa dernière version, ce guide témoigne d'un effort d'harmonisation des mesures de restriction, en affichant un socle de mesures types à intégrer dans l'ensemble des arrêtés cadre sécheresse. Pour limiter le recours aux exceptions, occasions de négociations opaques et génératrices de forts sentiments d'injustice, il impose également la publication, par les préfetures, des dérogations aux mesures de restriction et leur justification par un argumentaire. De plus, afin d'améliorer la coordination entre les départements, des arrêtés d'orientation de bassin ont été introduits dans le décret du 23 juin 2021, inscrivant la gestion de crise dans une logique multiniveau. Ces arrêtés sont discutés dans les comités de bassins, puis signés par le préfet de bassin. Ils ont pour objectif de prescrire les mesures minimales à prendre selon les niveaux de gravité, d'harmoniser les conditions de déclenchement des restrictions, de fixer un délai maximum pour déclencher les restrictions dès lors que ces conditions sont franchies et de veiller à une cohérence et à une équité des usages de l'eau entre départements. Ces arrêtés de bassin ont renforcé la gestion interdépartementale de la sécheresse, notamment pour garantir une meilleure solidarité amont-aval. En effet, ils déterminent les sous-bassins ou les masses d'eau souterraine devant faire l'objet d'une coordination interdépartementale avec la mise en œuvre d'un arrêté cadre interdépartemental.

À l'échelle nationale enfin, le comité d'anticipation et de suivi hydrologique (Cash), officialisé par le décret du 14 mai 2021⁵, participe à cet effort de coordination en organisant le partage des informations sur la situation hydrologique nationale à court et moyen terme. Les retours d'expérience de gestion sur les territoires y sont également

4. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Guide%20circulaire%20secheresse-conforme1605.pdf>.

5. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043501015>.

discutés, comme cela a été le cas en 2023 dans les Pyrénées-Orientales. Le Cash se réunit, comme les comités ressources en eau, au moins deux fois par an, pour anticiper la sécheresse et dès lors que la situation hydrologique le rend nécessaire, avec une réunion programmée en sortie d'hiver pour estimer la recharge des nappes souterraines et faire état des prévisions de température de l'air, de sécheresse des sols et de précipitations pour la saison estivale.

I Du porter à connaissance au contrôle de la mise en œuvre des restrictions

Lorsqu'un arrêté temporaire de restriction est pris, les mesures doivent être portées à la connaissance des usagers ciblés : elles figurent ainsi au minimum sur les sites internet des préfectures et sont adressées à tous les maires concernés pour affichage. Le Plan eau de 2023 consacre une mesure à l'amélioration de cette communication, avec la création de la plateforme VigiEau⁶, devant permettre à chaque usager de connaître les restrictions qui s'appliquent à lui en fonction de sa localisation et de sa catégorie.

Le contrôle du respect de ces mesures de restriction est du ressort de la police de l'eau, dans le cadre de la stratégie nationale de contrôle qui, depuis 2020, fixe les priorités en la matière. Cette stratégie nationale est déclinée dans chaque département, en fonction de ses enjeux et moyens, par la mission interservices de l'eau et de la nature (Misen), une instance placée sous l'autorité du préfet du département et qui réunit les différents services en charge des contrôles, dont les services départementaux de l'Office français de la biodiversité (OFB) et les services de police de l'eau des directions départementales des territoires (DDT).

Des campagnes nationales « contrôle sécheresse » ont récemment été mises en place afin de mobiliser l'ensemble des services de l'État, parfois accompagnées par les médias régionaux afin d'accroître leur visibilité. Des bilans internes réalisés par l'OFB et la direction de l'eau et de la biodiversité du ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche permettent d'en apprécier l'ampleur. En 2022, l'OFB a effectué plus de 10 000 contrôles sur les usages les plus consommateurs en eau et dans les bassins-versants présentant des enjeux environnementaux élevés, où le niveau de crise était enclenché. Des manquements ou des infractions de professionnels comme de particuliers ont été relevés dans environ 15 % des cas. Les services de police de l'eau et de la nature des directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (Dreal) et des DDT sont également mobilisés pendant ces contrôles sécheresse. En 2022, on dénombre 596 contrôles réalisés sur les ICPE (installations classées pour la protection de l'environnement) industrielles et d'élevage et 1426 contrôles réalisés par les DDT.

Au vu du nombre d'inspecteurs de l'environnement par département, une douzaine en moyenne, du nombre de personnes et d'usages concernés et des différents types

6. <https://vigieau.gouv.fr/>.

de mesures de restriction à contrôler, la tâche peut paraître titanesque. Ce sentiment d'impuissance est renforcé par le fait que la moitié des services départementaux de l'OFB ne dispose pas de données sur les points de prélèvements (déclarés et/ou autorisés) et que certaines mesures sont difficilement contrôlables, notamment celles exigeant une réduction du volume prélevé, faute de comptages effectués à des pas de temps adéquats. Enfin, pour des raisons à la fois techniques et politiques, il apparaît que « les contrôles réalisés ne débouchent que rarement sur des sanctions, ce qui nuit à leur crédibilité » d'après Dumoulin et Hubert (2019) qui rappellent l'importance d'une meilleure articulation de la police de l'eau avec le système judiciaire.

Qualifier et prévoir les situations de crise

I De l'estimation des seuils de sécheresse à leur usage en gestion

La démarche de gestion basée sur des niveaux de gravité (vigilance, alerte, alerte renforcée et crise), telle qu'évoquée dans la partie précédente, repose sur un ensemble d'observations de terrain et d'estimations permettant en particulier d'apprécier l'état de la ressource et du milieu. Cela nécessite de mesurer, avec une précision suffisante, les variables d'intérêt (débit du cours d'eau, niveau piézométrique de la nappe, assocs, humidité des sols), de manière à pouvoir comparer objectivement les observations instantanées à des seuils préalablement choisis. Ceux-ci doivent représenter des états caractéristiques du fonctionnement du système concerné (cours d'eau, nappe, sol) au regard d'un niveau de ressource disponible. Comme on l'a vu, les seuils relatifs aux différents niveaux doivent, en outre, être suffisamment distincts pour permettre une réponse graduée en matière de gestion et éviter des changements trop rapprochés pour les usagers. Cela repose pour beaucoup sur des observations des hydrosystèmes, leur analyse et leur traitement statistique. Nous discuterons ici du cas des cours d'eau, dans lesquels sont effectués l'essentiel des prélèvements en France, mais les problématiques se retrouvent également concernant les nappes ou les sols.

Le dispositif requiert en premier lieu de savoir et de pouvoir mesurer le débit en rivière à un instant donné. C'est le rôle des unités d'hydrométrie des Dreal, qui gèrent un réseau de plusieurs milliers de stations hydrométriques pérennes couvrant l'ensemble du territoire et dont les données sont mises à disposition dans l'Hydroportail⁷. L'hydrométrie a connu d'importants développements techniques au cours des dernières décennies, et la loi sur l'eau de 2006 a entrepris de la mettre en place de façon unifiée et modernisée au sein des services de l'État, avec une rationalisation et une harmonisation des différents réseaux de mesure (Puechbert *et al.*, 2017). Des observations qualitatives sont également effectuées par l'OFB en période d'étiage, pour suivre les assocs sur les petits cours d'eau couverts par le réseau Onde.

7. <https://hydro.eaufrance.fr/>.

Concrètement, le débit en rivière est calculé à partir de la mesure du niveau d'eau. La relation entre ces deux éléments, appelée courbe de tarage, est souvent délicate à établir en condition de faibles écoulements. En effet, s'il y a peu de hauteur d'eau, ils sont fortement influencés par la structure du lit de la rivière et donc difficiles à mesurer (voir par exemple Lacaze *et al.*, 2010). Des dispositifs spécifiques peuvent assurer une meilleure qualité de la mesure, mais ils sont coûteux et ne peuvent être déployés sur des rivières à lit large. La croissance estivale de la végétation aquatique peut également affecter la relation hauteur-débit et conduire à surestimer les débits écoulés.

Notons encore que ce débit observé peut être influencé par des usages de l'eau en amont du point de mesure considéré, par exemple des prélèvements ou rejets en rivière, la gestion d'ouvrages de stockage, des transferts entre bassins-versants ou encore des influences plus diffuses de prélèvements en nappes qui affectent le niveau du débit de base de la rivière. Si l'on souhaite connaître le débit naturel, c'est-à-dire celui qui serait observé sans influence, il faut passer par des approches dites de naturalisation (Terrier *et al.*, 2020), qui supposent de disposer d'informations quantitatives permettant de caractériser ces influences en amont. Or, en dehors des données de la BNPE souvent disponibles à une échelle annuelle, ces informations sont généralement difficiles d'accès à des pas de temps plus fins et ne sont collectées que pour des études spécifiques⁸ ou des obligations réglementaires⁹. Les résultats de ces approches peuvent être incertains, du fait notamment du caractère partiel ou lacunaire des données sur les influences, voire de leur absence complète. Cela conduit alors à travailler avec des méthodes indirectes également génératrices d'incertitudes. De fait, les seuils sécheresse sont aujourd'hui en majorité estimés sur la base de séries observées, donc intégrant d'éventuelles influences. Cela soulève des difficultés relatives à la coexistence d'informations faisant référence à des débits naturels ou non, pouvant conduire à des confusions et difficultés dans la gestion de crise.

Globalement, l'estimation des bas débits en rivière afin de caractériser la disponibilité de la ressource est donc délicate et sujette à diverses sources d'incertitude. Cela affecte aussi la détermination des seuils d'étiage eux-mêmes, qui se base souvent sur une analyse des observations passées. La réglementation fait référence à certaines grandeurs caractéristiques des cours d'eau, par exemple le débit mensuel minimum annuel ou le débit moyen minimum sur une durée donnée. La détermination de ces valeurs repose sur des traitements statistiques de séries d'observations ou, quand elles ne sont que peu ou pas disponibles, sur des méthodes approchantes utilisant de la modélisation et/ou diverses informations sur les caractéristiques des bassins-versants d'alimentation (géologie, pédologie, couvert végétal, etc.). Une illustration de démarche d'estimation des seuils en cas de faible disponibilité des observations de débit est donnée pour le cas de Mayotte (voir encadré 6.2).

8. L'estimation d'un débit minimum biologique ou d'un débit objectif d'étiage par exemple.

9. Certaines séries de débit présentes dans l'Hydroportail correspondent à de telles séries naturalisées, par exemple celles produites par EDF à l'aval de grands ouvrages.

Encadré 6.2. Exemple de l'estimation des seuils de sécheresse à Mayotte

À Mayotte, les pressions sur la ressource en eau sont importantes et tendent à s'intensifier avec l'augmentation rapide de la population (les usages domestiques représentent 85 % des prélèvements). La gestion de l'eau est assurée par trois acteurs principaux : la direction de l'environnement, de l'aménagement, du logement et de la mer (Dealm), qui assure notamment le suivi quantitatif des cours d'eau *via* sa cellule de veille hydrométéorologique, le syndicat mixte de l'eau et de l'assainissement de Mayotte (Smeam), et la Société mahoraise des eaux (Smae), par délégation du Smeam, qui assure la production et la distribution de l'eau. En 2015, la Dealm a souhaité mettre en place des seuils de sécheresse pour faciliter la gestion de l'eau et permettre le déclenchement de mesures progressives de restriction des usages, avec pour objectif la préservation de la ressource et des hydrosystèmes.

La détermination de ces seuils nécessite la connaissance de la variabilité des débits à l'échelle annuelle et interannuelle. Mais elle s'est heurtée à la faible disponibilité des données sur le territoire (mesures ponctuelles et absence de chroniques longues) et aux influences anthropiques (retenues collinaires notamment) sur le fonctionnement des hydrosystèmes. Le recours à la modélisation hydrologique, qui permet la reconstitution des débits des cours d'eau, est apparu comme une solution pour pallier ces difficultés et reconstituer des séries longues de débit, inévitablement entachées d'incertitudes inhérentes au processus de modélisation. La faible variabilité des bas débits, associée aux incertitudes liées à la modélisation hydrologique et à la mesure des débits, a abouti à des seuils statistiques (basés sur des périodes de retour) parfois très proches. Des adaptations ont donc été faites sur les seuils de débit proposés (réduction du nombre de seuils dans certains cas) pour permettre une gestion opérationnelle réaliste.

Lang Delus (2011) propose une revue des différentes méthodes d'estimation des débits caractéristiques d'étiage utilisées en gestion. Elle indique que le choix des seuils se fait souvent en considérant des périodes croissantes de retour des étiages pour rendre compte des différents niveaux de sévérité, par exemple avec des périodes de retour de 2, 5, 10 et 20 ans. Cependant, l'estimation de ces débits caractéristiques peut conduire à des seuils statistiques proches en valeur absolue et/ou difficiles à dissocier clairement compte tenu des incertitudes de mesure mentionnées précédemment et de la dynamique des cours d'eau¹⁰. Ceci contredit l'objectif d'étagement dont on a vu l'importance en termes de gestion. Par ailleurs, le choix des seuils de sévérité peut aussi faire intervenir des enjeux locaux liés aux usages, conduisant à une certaine hétérogénéité dans la définition des seuils à l'échelle d'un territoire, comme c'est le cas aujourd'hui en France. Ces diverses difficultés influent sur la prise de décision, avec des enjeux forts rappelés plus haut dans la gestion conjoncturelle (Maquaire *et al.*, 2023). C'est d'autant plus

10. Et ce d'autant plus dans le cas de cours d'eau avec un fort soutien d'étiage visant à maintenir un débit à peu près constant.

vrai que les évolutions climatiques en cours sont susceptibles d'engendrer une non-stationnarité des débits caractéristiques d'étiage (Piniewski *et al.*, 2022). En France, des tendances à la baisse sont déjà observées sur beaucoup de cours d'eau, en particulier dans la moitié méridionale du pays¹¹, et les perspectives à long terme laissent entrevoir une augmentation de la sévérité des étiages sur l'ensemble du territoire national (voir Chauveau *et al.*, 2013, le projet Explore2¹² et le chapitre 1 de cet ouvrage). On pourrait franchir les seuils de gestion de crise actuels à une fréquence accrue, conduisant à mettre en œuvre la gestion conjoncturelle de plus en plus souvent. La question de faire évoluer les seuils pour tenir compte de ces évolutions est donc déjà abordée dans différents bassins-versants, et soulève des questions sur l'évolution des priorisations dans la gestion, notamment vis-à-vis des besoins des milieux naturels.

Au-delà du cas de Mayotte, l'acquisition de séries hydrométriques continues apparaît comme un élément essentiel pour l'amélioration de la connaissance des cours d'eau. Des travaux de recherche sont en cours afin d'améliorer les pratiques hydrométriques en vue de produire des jaugeages, courbes de tarage, séries de hauteur d'eau et de débit les plus fiables et précises possible, ainsi que leur bancarisation dans l'Hydroportail.

■ Anticiper pour mieux gérer : un chantier de recherche majeur

Un enjeu opérationnel et de recherche majeur consiste également à anticiper le plus précocement possible les périodes de faible disponibilité de l'eau et les risques de franchissement de seuil, afin d'améliorer la gestion des pénuries et de prendre des mesures pour atténuer leur impact socio-économique et écologique. Depuis le début des années 2010, l'OFB (alors Onema) et la direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche ont soutenu deux projets de recherche visant à développer des plateformes de prévision de l'évolution des niveaux des nappes et des eaux de surface :

- le projet **AquiFR**, dont l'objectif est d'intégrer des modèles hydrogéologiques pour le suivi et la prévision des ressources en eaux souterraines à échéance moyenne (10 à 15 jours) ou saisonnière (quelques mois), sur les principaux aquifères français ;
- le projet **PREMHYCE** (Prévision des étiages par des modèles hydrologiques, comparaison et évaluation), pour comparer et évaluer la capacité de plusieurs modèles hydrologiques à produire des prévisions d'étiages utiles pour la prise de décision en temps réel.

Concrètement, la prévision des débits en rivière dépend des caractéristiques de la réaction hydrologique du bassin-versant aux conditions météorologiques et de son état de saturation à l'instant de la prévision, c'est-à-dire de l'humidité des sols ou encore du niveau des nappes en connexion avec la rivière. Pour établir ces prévisions, on utilise un modèle hydrologique capable de simuler la réponse du bassin (en termes de débits dans la rivière) à des conditions de pluie et de température données.

11. Voir <https://makaho.sk8.inrae.fr/>.

12. Voir <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataverse/explore2> pour l'accès aux données et <https://meandre.explore2.inrae.fr/> pour la visualisation des données.

Les étiages étant des phénomènes lents, dont les dynamiques caractéristiques sont de l'ordre de la semaine au mois, les horizons de prévision sont de cet ordre de grandeur, voire de plusieurs mois (prévision saisonnière). À ces échéances, notre connaissance des conditions météorologiques futures est très incertaine. Pour tenir compte de cette incertitude, on utilise un ensemble de scénarios météorologiques réalistes comme entrées du modèle hydrologique, qui vont ainsi produire un ensemble de simulations de débits formant la gamme probable des débits pour chaque jour de la plage de prévision¹³. Un scénario de précipitations nulles est également utilisé comme cas le plus défavorable de prévision.

Le projet PREMHYCE a conduit à la mise au point d'une plateforme opérationnelle multi-modèles de prévision des bas débits¹⁴ pour répondre aux besoins des utilisateurs identifiés, parmi lesquels les Dreal, les DDT, les syndicats de bassins, etc. Depuis 2018, elle met à disposition des gestionnaires opérationnels, de manière continue et pour cinq modèles hydrologiques différents¹⁵, des prévisions de débits jusqu'à 90 jours, pour aider à la gestion de l'eau en période d'étiage. Ces prévisions permettent d'estimer les risques que les débits passent sous les seuils (vigilance à crise) et d'assister les gestionnaires dans leur prise de décision. Une interface web a été développée pour faciliter la visualisation des résultats. Celle-ci permet d'avoir une vision d'ensemble, à l'échelle nationale ou d'un territoire donné, des états observés et prévus sur les différentes échéances de prévision (de 1 à 90 jours selon les scénarios utilisés). Un site spécifique à destination des DDT et de l'OFB a également été mis en place. Aujourd'hui, des prévisions sont faites tous les jours sur plus de 1000 bassins dépendant d'une quarantaine de services opérationnels, une limite étant que ces bassins sont majoritairement pas ou peu influencés, car les modèles utilisés simulent des réponses hydrologiques naturelles. Il existe bien évidemment aussi une forte demande d'anticipation sur les bassins influencés. Des projets de recherche en cours ou à venir devraient permettre de progresser sur cette question.

■ La prévision saisonnière à l'épreuve : retours d'expérience

Les résultats des plateformes PREMHYCE et AquifR ont été utilisés lors des récentes sécheresses qu'a connues le territoire national. Pour PREMHYCE, des retours d'expérience sont réalisés chaque année avec les utilisateurs pour mieux définir leurs besoins et adapter la plateforme en conséquence. Les retours concernant la sécheresse de 2022 ont montré que, grâce à une prévision saisonnière qui avait bien anticipé l'anomalie négative de sécheresse, les deux plateformes avaient pu donner des résultats utiles pour la gestion de cet événement (Bourgin *et al.*, 2023).

13. Météo-France fournit des prévisions météorologiques d'ensemble à échéance moyenne et saisonnière, qui peuvent être utilisées par les modèles hydrologiques.

14. https://shiny.sk8.inrae.fr/app_direct/hycar-premhyce/.

15. Modèles GARDÉNIA du BRGM, GR6J d'INRAE, MORDOR-SD d'EDF, PRESAGES de l'université de Lorraine et SIM de Météo-France.

Une bonne prévision météorologique n'est toutefois pas suffisante pour obtenir une bonne prévision hydrologique. La prévisibilité des événements d'étiage est également liée aux caractéristiques physiques des bassins-versants, notamment les processus souterrains qui alimentent les débits en période estivale. Les nappes d'accompagnement ont ainsi un rôle prépondérant dans le contrôle des phases de diminution de débit. Ces processus et leur temps caractéristique vont donc conditionner les délais d'anticipation que l'on peut atteindre, compte tenu des différentes sources d'incertitudes présentes dans la chaîne de prévision et de leur poids relatif en fonction de l'échéance. Sur certains bassins-versants, la prévision n'apporte pas d'information utile au-delà d'une semaine ou deux, alors que sur d'autres, fortement alimentés par des nappes, la prévision reste informative à plusieurs mois d'échéance.

Actuellement, les prévisions d'étiage sont surtout utilisées à des horizons courts, de l'ordre de la semaine. La communication des incertitudes et leur appropriation par les gestionnaires de l'eau restent un point clé pour un usage effectif des prévisions à échéances plus lointaines. En effet, si l'expérience montre que les prévisions probabilistes sont parfois vues comme une difficulté supplémentaire pour la prise de décision par rapport à des prévisions déterministes, la quantification des incertitudes permet en fait aux décideurs de faire des choix plus avisés et statistiquement meilleurs que dans le cas de prévisions déterministes. C'est donc dans cette perspective que la plateforme PREMHYCE a été développée, pour tenir compte à la fois des incertitudes météorologiques et des incertitudes de modélisation hydrologique.

L'intérêt croissant pour la plateforme est le reflet d'une préoccupation importante chez les gestionnaires du devenir de la ressource à long terme, dans un contexte de changement climatique. Dans une démarche de coconstruction, les retours des utilisateurs permettent aux partenaires scientifiques de mieux cerner les limites de la plateforme et de développer des recherches pour trouver des solutions. Ainsi, plusieurs travaux sont en cours pour améliorer la cohérence temporelle des scénarios météorologiques utilisés, estimer de manière plus complète les incertitudes associées aux prévisions, ou encore développer des méthodes de combinaison des modèles dans des approches multi-modèles.

La gestion des crises au concret

Dans cette dernière partie, nous revenons sur la conception et la mise en œuvre des arrêtés sécheresses dans le bassin Rhin-Meuse et la région Grand-Est. Ce cas permet d'illustrer et de compléter les difficultés de mise en œuvre d'une gestion de la pénurie dans un territoire peu concerné par le sujet jusque dans les années 2010, et où régnait plutôt jusqu'alors un imaginaire d'abondance. Nous montrons comment l'administration s'est appropriée le dispositif pour tenter d'avoir prise sur ces situations, en améliorant la connaissance des usages et des prélèvements, en dessinant des frontières entre territoires de gestion, en construisant et en faisant vivre des espaces d'action ou d'inaction.

Plus précisément, nous analysons la conception et la mise en œuvre de ces arrêtés pour montrer comment ils ambitionnent tout autant de préserver la ressource et les usages que d'acculturer les usagers à cette nouvelle réalité et, enfin, de permettre à l'administration d'éprouver l'étendue et les limites de son pouvoir d'intervention. Cette analyse s'appuie sur une enquête conduite en 2021 auprès des services départementaux et régionaux en Grand-Est.

I Compléter et harmoniser l'infrastructure de gestion : zonage, hydrométrie, seuils

Dans le Grand-Est, l'administration régionale s'est emparée de la définition des seuils de sécheresse, tout en laissant la place à des ajustements plus locaux comme nous le verrons plus loin. Le travail de zonage et de définition des restrictions a, quant à lui, plutôt été piloté par les DDT. La complexité de ce travail réglementaire, qui se situe sur une ligne de crête entre la préservation des milieux et la sécurisation des usages de l'eau, a impliqué des dynamiques de professionnalisation. Des agents dédiés ont ainsi été affectés à la gestion de crise dans les DDT, et l'administration régionale a mis en place un « réseau-métier » d'agents départementaux de la police de l'eau, qui s'appuie entre autres sur des retours d'expérience dans une logique d'essai-erreur.

Concrètement, la Dreal a élaboré une doctrine régionale de gestion des pénuries dans une perspective générale d'harmonisation. Les efforts consentis pour construire une cohérence spatiale sont en effet interprétés comme un moyen de légitimer l'action de l'État : « Il s'agissait d'harmoniser au maximum la gestion de la sécheresse dans les trois anciennes régions. [...] Il y avait des critères d'agrégation différents, des paramètres de suivi différents, des périodes différentes pour faire les calculs. [...] J'avais donc trois régions, trois façons différentes de calculer les seuils d'étiage hebdomadaires. [...] Tout cela pour dire que tout le travail sur la doctrine a été [...] de savoir comment on allait gérer les sécheresses à la fois en interne dans les trois ex-administrations régionales et dans toutes les administrations départementales qui s'y rattachent, pour qu'il n'y ait pas de différences entre la Marne et le Rhin. C'est pour cela qu'il a fallu un an et demi pour élaborer la doctrine » (expert hydrologue, Dreal). Pour autant, « certaines situations nécessitent du discernement et du jugement, elles résistent à l'automatisation » (responsable de la Misen 1, DDT), ce qui rappelle qu'en matière d'eau, l'action publique tire aussi sa légitimité de sa capacité à tenir compte de la grande hétérogénéité des configurations socio-hydro-territoriales.

L'objectivation des étiages par la Dreal s'est confrontée à l'héritage des investissements métrologiques passés, qui avaient été organisés dans cette région autour de la gestion des inondations. Il a fallu reconstruire une hydrométrie d'étiage : « un investissement énorme est fait par les collègues de l'hydrométrie pour maintenir les courbes de tarage à jour tout l'été en fonction de l'évolution de la végétation » (expert hydrologue, Dreal). L'administration régionale a également investi le suivi de nouvelles variables, comme la température de l'eau, jugée importante pour le fonctionnement des

milieux aquatiques en étiage, même si elle n'est pas à ce jour intégrée dans les protocoles de gestion. Enfin, elle a effectué un travail à la fois de normalisation régionale des méthodes de calcul des seuils, mais aussi de différenciation des types de seuils pour réguler les usages selon l'intensité de la sécheresse, entre l'alerte et la crise. Pour autant, ces seuils, établis comme on l'a vu selon des méthodes statistiques fondées sur des données historiques, restent tributaires du passé : son climat, les prélèvements et plus généralement toutes les opérations d'aménagement des cours d'eau.

Ces seuils sont associés à un travail de zonage effectué par les DDT. Le tracé des frontières des zones d'alerte mêle différents types de considérations : si la cohérence hydrologique est centrale, il faut également faire avec des périmètres administratifs et des capacités de surveillance (météorologie) et de contrôle déjà institués. Il est rendu particulièrement complexe lorsque les bassins-versants sont interdépartementaux, ou lorsque certaines communes d'un même département appartiennent à des districts hydrographiques différents. Ce tracé peut également être soumis à des négociations lorsque les parties prenantes estiment que les limites proposées induisent des inégalités injustifiées. Des zonages complexes, peu lisibles et peu opérationnels peuvent également être interprétés comme un signe d'ingouvernabilité des sécheresses, ou encore comme une ressource politique pour certains acteurs. Dans le cas de la nappe d'Alsace par exemple, où les prélèvements pour l'irrigation sont quantitativement importants et leurs porte-parole puissants, le périmètre des restrictions a fait l'objet d'intenses négociations. Les restrictions ont finalement été limitées aux prélèvements à proximité immédiate des cours d'eau, en renonçant de fait à réguler l'ensemble des prélèvements impactant le niveau de la nappe et les zones humides inféodées. Cette logique de compromis réglementaire illustre la charge politique du tracé des zonages, qui délimite des espaces d'action et d'inaction de l'administration.

■ Catégoriser et discipliner les usages : quand l'administration éprouve son pouvoir

Concevoir des ACS implique de produire des catégories d'usages de l'eau selon le type de restriction que l'État va leur appliquer. Certaines catégories d'usages de l'eau sont définies par le Code de l'environnement et le Code de la santé publique depuis le début des années 1990 : l'accès à l'eau potable y est par exemple considéré comme essentiel et prioritaire, tout comme la sécurité civile (risque incendie) ; viennent ensuite les milieux aquatiques et les usages agricoles et industriels. Au-delà, il a fallu affiner les typologies en fonction des spécificités territoriales et de l'expérience progressivement acquise. De leur côté, les restrictions appliquées à ces usages ont régulièrement été réajustées au niveau local, parce qu'elles font l'objet de controverses et de négociations avec les publics concernés.

Ainsi, à titre d'exemple, en 2020, dans le département du Bas-Rhin, des associations de protection de l'environnement ont mis à l'agenda du comité ressources en eau les prélèvements liés au « grand contournement ouest » (GCO) de Strasbourg. Lors des

sécheresses de 2018 et 2020, les entreprises de construction avaient utilisé une quantité importante d'eau pour humidifier les terrains, afin de réduire les risques d'inhalation de poussières par les ouvriers, mais aussi pour ameublir les sols et faciliter la poursuite des travaux. Pour répondre aux critiques des associations environnementales locales sur leur laisser-faire, les agents de l'État ont décidé d'évaluer, à titre expérimental, la pertinence et l'acceptabilité d'une réglementation de ce type d'usage de l'eau en période de sécheresse. En 2020, ils ont ainsi introduit une nouvelle catégorie d'usage dans les ACS du Bas-Rhin pour les travaux routiers. Lorsque le niveau de restriction le plus élevé (« crise ») a été déclaré le 13 août 2020, l'arrêté temporaire de restriction des usages dans la zone d'alerte en jeu a imposé une réduction de moitié de la quantité d'eau que les entreprises de construction du projet routier étaient autorisées à prélever dans les rivières. Ces restrictions ont été d'autant plus facilement acceptées par les entreprises qu'elles n'empêchaient pas totalement la poursuite des travaux et que d'éventuels manquements seraient difficilement détectables, étant donné les faibles capacités de contrôle de la police de l'eau.

Autre exemple, l'irrigation des cultures, pour laquelle les règles définies dans les arrêtés apparaissent très variables d'un département à l'autre. Ces différences tiennent notamment aux types d'équipements hydrauliques (irrigation par aspersion, au goutte-à-goutte, gravitaire, etc.) et aux modalités d'accès à l'eau historiquement instituées entre les irrigants et l'administration départementale, ce qui témoigne de phénomènes d'inertie. La diversité de ces règles illustre les différences territoriales quant à ce qu'il est jugé nécessaire de maintenir lorsqu'il n'y a plus d'eau pour tout le monde. Des considérations aussi diverses que la valorisation des cultures, les techniques d'irrigation, les revenus, les milieux aquatiques ou le type d'usagers à l'aval peuvent entrer dans la balance. Ces règles de restriction peuvent prendre la forme de quotas de volumes prélevés, basés sur le type de culture et sur des modélisations agronomiques de l'évapotranspiration, comme c'est le cas dans le département de la Marne. Elles peuvent également prendre la forme de tours d'eau. Dans le Bas-Rhin, des règles d'irrigation pour les prélèvements en cours d'eau, basées sur des seuils de débit définis localement par la DDT sur de petits cours d'eau, ont été expérimentées en 2020. La forte opposition de la chambre d'agriculture a conduit les services de l'État à les abandonner, au profit des seuils sur les cours d'eau à plus fort débit, laissant une plus grande marge de manœuvre aux irrigants. En principe, les restrictions doivent être proportionnelles aux enjeux, garantir un traitement équitable entre les usages et avoir un impact quantitatif (bien qu'un tel impact soit encore mal objectivé et modélisé). En outre, pour garantir leur efficacité, ces mesures doivent être contrôlables, spécifiques aux différents usages, lisibles et acceptées. Dans la pratique, la visibilité des usages visés et les enjeux de justice environnementale qu'ils véhiculent sont également un principe directeur dans la mise en œuvre des mesures : « C'est visible, donc les préfets font attention, ils demandent des comptes aux services » (responsable de l'animation de la police de l'eau, Dreal). Ainsi, à titre d'exemple, de nombreux arrêtés contiennent des mesures de restriction visant les terrains de golf, les piscines ou le lavage des voitures. Pour contrer les stratégies que l'administration locale

déploie un peu partout en France à l'égard des golfs, la Fédération française de golf a négocié avec les ministères concernés (chargés de l'énergie, de l'environnement et de l'agriculture) un accord cadre national « Golf et Environnement » valable pour la période 2019-2024. Elle a ainsi pu sécuriser l'accès à l'eau des golfs en cas de sécheresse, en échange d'un engagement à améliorer l'efficacité de son utilisation de la ressource, ou à développer le recours à la réutilisation des eaux usées. Dans ce cas, jouer sur les différents niveaux d'administration a aidé ce secteur économique à sécuriser son accès à l'eau, grâce à des innovations technologiques qui portent la promesse d'une amélioration de son usage de l'eau, sans vraiment toucher à sa consommation globale, et donc avec des risques d'effet rebond¹⁶ jamais vraiment maîtrisés.

I De la concertation au contrôle en passant par la négociation, faire vivre le dispositif

De nombreuses négociations interviennent lors de l'élaboration et de la mise en œuvre des ACS, entre des espaces de gouvernance publics (comités) et des espaces de négociation et de décision plus discrétionnaires. Alors que les comités sécheresse n'ont été créés que pour négocier l'application des ACS ou des arrêtés temporaires de restriction, les nouveaux comités ressources en eau sont censés se réunir plus régulièrement afin d'anticiper les tensions sur les usages de l'eau et de mieux relier la gestion de crise et la planification. Ces réunions plus fréquentes sont censées ouvrir des espaces de négociation pour les usagers de l'eau, afin de définir des horizons d'adaptation. L'équilibre de la représentation des différents usages au sein des comités constitue un véritable enjeu, tout comme celui de la défense de l'intérêt commun. Cela a conduit une récente mission parlementaire à préconiser d'octroyer aux services déconcentrés du ministère chargé de l'environnement un « droit d'opposition qui rendrait effective leur position de garant de l'intérêt commun » (Prud'homme et Tuffnell, 2020). Selon certains agents de l'État, les comités ressources en eau restent aussi un grand rituel : « c'est la grand-messe » (responsable de la Misen 2, DDT), tandis que la définition des indicateurs hydrologiques et des zonages, elle, continue à se jouer, sauf exceptions comme on l'a vu précédemment, dans des arènes plus confinées, internes à l'administration : « Sur les arrêtés en eux-mêmes, dès que l'on rentre dans la mécanique, il n'y a pas trop de discussion » (responsable de la Misen 2, DDT).

Le contrôle des mesures est un enjeu majeur. Son effectivité tient aux capacités matérielles et symboliques à l'exercer, dans un contexte où la police de l'eau n'a jamais eu les moyens de connaître finement les mondes économiques qu'elle cherche à réguler. La police de l'eau administre la preuve d'une infraction essentiellement avec des observations à l'œil nu (Magnin *et al.*, 2024). À titre d'exemple, dans les départements

16. L'effet rebond, ou paradoxe de Jevons, illustre le fait que des gains d'efficacité dans l'utilisation d'une ressource ne se traduisent pas forcément par une diminution de la consommation de cette ressource, mais peuvent paradoxalement l'accroître du fait des gains de rentabilité que l'amélioration de l'efficacité engendre.

des Vosges et de Meurthe-et-Moselle, les agents de l'État envisageaient d'interdire l'irrigation spécifiquement pour les cultures énergétiques, notamment le maïs. Mais, sans moyen de distinguer sur le terrain le type de valorisation dont une culture peut faire l'objet, une telle mesure a été abandonnée. De même, dans le département de la Marne, contrôler des restrictions exprimées en pourcentage de réduction des quotas attribués aux agriculteurs selon leurs cultures s'est avéré matériellement impossible. Cette impasse a conduit les services de la police de l'eau à privilégier des restrictions temporelles, en journée, qui, elles, sont bien visibles.

Les canaux de Voies navigables de France (VNF) représentent aussi des prélèvements et des transferts d'eau quantitativement importants, au service d'une activité économique ou patrimoniale de transport fluvial encore relativement significative dans la région Grand-Est. La police de l'eau du département des Vosges a eu recours à des sanctions financières et administratives en période de crise, vues comme un moyen d'ouvrir des négociations avec VNF pour une réduction des fuites et une augmentation des efforts d'entretien. Ces solutions, si elles représentent bien des investissements financiers auxquels l'utilisateur, ici VNF, consent, restent pour autant relativement consensuelles, tant qu'elles ne remettent pas fondamentalement en question son accès à l'eau et qu'elles bénéficient le plus souvent d'aides financières des agences de l'eau.

Enfin, il faut rappeler que les ACS ne couvrent pas l'ensemble des prélèvements. En effet, du fait de l'organisation historique de la police de l'environnement, les usages industriels dépendent de l'inspection des ICPE et échappent ainsi à la police de l'eau. Ce qui est donc en jeu également dans la gestion des pénuries conjoncturelles, c'est le partage des compétences entre agents de la police de l'eau et de la police des ICPE pour la régulation des usages industriels. Alors que pour le service d'inspection des ICPE, « l'objectif, c'est d'avoir des prescriptions spécifiques pour pouvoir réagir au cas par cas » (inspecteur ICPE, Dreal), la police de l'eau, elle, cherche plutôt à mettre en équivalence les usages industriels avec les autres. Certains de ces usages font par ailleurs l'objet de concessions d'État, ce qui favorise aussi des traitements spécifiques sur lesquels la police de l'eau a peu de prise : « Nous essayons de mettre tout le monde autour de la table, VNF et les associations d'utilisateurs. Mais les lacs appartiennent à VNF et nous n'y pouvons pas grand-chose... » (responsable de la Misen 3, DDT), ou encore « le lac de Pierre-Percée, c'est une gestion à part » (responsable de la Misen 2, DDT)¹⁷. De manière générale, comme le soulignent les auteurs d'un récent rapport des inspections générales de l'environnement et de l'économie, « la plus grande transparence est nécessaire en matière de gestion de la sécheresse, pour que l'ensemble des usagers soient convaincus de l'équité des mesures prises. Des contrôles doivent être réalisés et leurs résultats publiés. Les contrôles sur le respect des arrêtés sécheresse doivent donner lieu à des objectifs quantifiés et être coordonnés entre l'inspection des Installations classées et la Police de l'eau » (Couvreur S. *et al.*, 2024).

17. Le barrage de Pierre-Percée a été construit par EDF entre 1981 et 1985 afin de soutenir le débit d'étiage de la Moselle, pour assurer le refroidissement de la centrale nucléaire de Cattenom en période de basses eaux.

Conclusion

Les arrêtés cadre sécheresse cherchent à gouverner le comportement des usagers de l'eau en fonction de l'intensité de la sécheresse. Cela implique de façonner une économie morale de l'eau (Beresford *et al.*, 2023), en définissant ce qu'est un usage plus ou moins légitime lorsque l'eau devient rare. Les implications temporelles et territoriales de la crise sont donc susceptibles d'aller au-delà des épisodes de sécheresse. Comme nous l'avons vu également, la logique des arrêtés consiste pour l'État à tenter d'avoir prise sur des milieux sous tension : par des démarches de zonage, par des capacités météorologiques et d'objectivation des étiages, par la connaissance fine de la diversité des usages de l'eau, par des mesures cohérentes avec les cadrages nationaux mais ajustées aux spécificités territoriales et par des négociations formelles avec les acteurs concernés. Toutefois, l'établissement et l'alignement de cette diversité de leviers se heurtent à l'incomplétude des données, aux incertitudes des seuils de gestion et aux luttes sans cesse renouvelées avec des usagers de l'eau, ou leurs porte-parole, ou pour des domaines de compétence entre polices administratives. En ce sens, le risque de perdre prise sur les situations ne peut jamais être totalement écarté.

Dit autrement, l'analyse montre que les pratiques des agents de la police de l'eau ne sont pas le produit d'une sorte de logique instrumentale, intemporelle et invariable qui appliquerait mécaniquement des textes ou des restrictions. Il s'agit plutôt d'un travail qui se déploie au fil des controverses, qui cherche à les clore, mais n'y parvient toujours que de manière temporaire, afin de construire des prises pour agir, même en étant soumis à d'importantes contraintes et à des effets de cadrage. L'administration a jusqu'ici toujours plutôt régulé le manque d'eau en limitant autant que possible les contraintes posées aux acteurs qui la prélèvent dans les milieux. Aujourd'hui, l'intensification et l'extension des sécheresses à l'échelle nationale, avec une multiplication des conflits d'usages, mettent en tension une telle logique et obligent ces services à contraindre plus structurellement les usages de l'eau. Cela implique alors de renouveler le contrat social que l'État a pu instituer avec les usagers de l'eau. Cela implique également pour l'État de réinvestir dans l'hydrométrie, de mieux connaître les prélèvements en temps réel, de dimensionner au mieux les mesures de restriction en fonction de leurs effets prévisibles et d'être en capacité de les contrôler.

Références bibliographiques

- Beresford M., Wutich, A, Garrick D., Drew G., 2023. Moral economies for water: A framework for analyzing norms of justice, economic behavior, and social enforcement in the contexts of water inequality, *WIREs Water*, 10(2), <https://doi.org/10.1002/wat2.1627>.
- Bertrand N., Blanc P., Cazin P., Debrieu-Levrat C., Kles V., Plante S., 2023. Retour d'expérience sur la gestion de l'eau lors de la sécheresse 2022, IGEDD, IGA, CGAAER, <https://agriculture.gouv.fr/retour-dexperience-sur-la-gestion-de-leau-lors-de-la-secheresse-2022>.

- Bourgin F., Soubeyrou J.M., Habets F., Tilmant F., Roman-Villafane S. *et al.*, 2023. Quelle anticipation de la sécheresse 2022 ? Analyse croisée sur la prévision météorologique, hydrologique et hydrogéologique, *in* Conférence SHF « Sécheresse et étiage 2022 », 8-9 mars 2023, <https://hal.inrae.fr/hal-04237609>.
- Chauveau M., Chazot S., Perrin C., Bourgin P. Y., Sauquet É. *et al.*, 2013. Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070 ?, *LHB: Hydroscience Journal*, 99(4), 5-15, <https://doi.org/10.1051/lhb/2013027>.
- Couvreur F., Kahn P., Hérault M.-L., Pascal M., 2024. La sobriété hydrique des installations classées pour la protection de l'environnement, IGEDD et CGE, <https://igedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/notice?id=Affaires-0013442&reqId=8af5299f-4b17-4634-a7f2-cc5c18b4e305&pos=5>.
- Dumoulin V., Hubert L., 2019. Retour d'expérience sur la gestion de la sécheresse 2019 dans le domaine de l'eau, CGEDD, <https://igedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/notice?id=Affaires-0011654>.
- Lacaze Y., Chesneau S., Chaléon C., 2010. Quantification de la fiabilité de l'information hydrométrique en période d'étiage, *LHB: Hydroscience Journal*, 96(4), 80-89, <https://doi.org/10.1051/lhb/2010045>.
- Lang Delus C., 2011. Les étiages : définitions hydrologique, statistique et seuils réglementaires, *Cybergeo: European Journal of Geography*, Environnement, Nature, Paysage, document 571, <https://doi.org/10.4000/cybergeo.24827>.
- Magnin L., Rouméas R., Basier R., 2024. *Polices environnementales sous contraintes*. Paris, Rue d'Ulm, 92 p., <https://presses.ens.psl.eu/polices-environnementales-sous-contraintes.html>.
- Maquaire M., Rouchon D., Chaleon C., Brunelle J., 2023. Quelle(s) production(s) hydrométrique(s) pour la prise de décision en étiage ?, *LHB: Hydroscience Journal*, 108(1), <https://doi.org/10.1080/027678490.2023.2230185>.
- Piniewski I., Reza Eini M., Chattopadhyay S., Okruszko T., Kundzewicz Z., 2022. Is there a coherence in observed and projected changes in riverine low flow indices across Central Europe?, *Earth-Science Reviews*, 233, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104187>.
- Prud'homme L., Tuffnell F., 2020. La gestion des conflits d'usage en situation de pénurie d'eau. Assemblée nationale, https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/rapports/cion-dvp/l15b3061_rapport-information.
- Puechberty R., Perret C., Poligot Pitsch S., Battaglia P., Belleville A. *et al.*, 2017. Charte qualité de l'hydrométrie. Guide de bonnes pratiques, ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 83 p., https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/documents/pdf/Schapi_Charte_hydro_P01-84_BasseDefinition_5Mo_.pdf.
- Rivière Honegger A., Bravard J.-P., 2005. La pénurie d'eau, donnée naturelle ou question sociale ?, *Géocarrefour*, 80(4), 257-260, <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.1234>.
- Stahl K., Vidal J.-P., Hannaford J., Tjeldeman E., Laaha G. *et al.*, 2020. The challenges of hydrological drought definition, quantification and communication: an interdisciplinary perspective, *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 383, 291-295, <https://doi.org/10.5194/piahs-383-291-2020>.
- Tallaksen L.M., van Lanen H., 2023. *Hydrological Drought. Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater*, 2^e édition, Elsevier, <https://shop.elsevier.com/books/hydrological-drought/tallaksen/978-0-12-819082-1>.
- Terrier M., Perrin C., de Lavenne A., Andréassian V., Lerat J., Vaze J., 2020. Streamflow naturalization methods: a review, *Hydrological Sciences Journal*, 66(1), 12-36, <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1839080>.

7. Quelle sobriété en eau ?

Sarah Feuillette, Marielle Montginoul, Sabine Barles,
Régis Taisne, Claire Wittling

Face au risque de manque d'eau, deux grands types de réponse sont possibles : par l'offre, en mobilisant des ressources pour satisfaire les demandes, ou par la demande, en diminuant la consommation. La gestion par l'offre consiste à prélever ou stocker plus d'eau, y compris en recourant à des eaux dites non conventionnelles. Elle s'appuie généralement sur la construction d'infrastructures (barrages réservoirs, retenues, usines de dessalement d'eau de mer, etc.). Ce type de réponse accroît la pression sur la ressource et réduit la disponibilité en eau pour les écosystèmes et les usagers des milieux aquatiques. Une gestion par l'offre peut également inhiber les efforts de sobriété et augmenter la dépendance à l'eau.

Une réponse intermédiaire, entre offre et demande, consiste à limiter les pertes, autrement dit améliorer l'efficacité des infrastructures existantes, à l'instar du goutte-à-goutte pour l'irrigation ou de la réduction des pertes des réseaux d'adduction en eau potable, mesure coûteuse et peu efficace quand le rendement est déjà correct.

Ce chapitre porte sur la sobriété, c'est-à-dire une réduction systémique de la demande (Conseil scientifique du comité de bassin Seine-Normandie, 2025). Après avoir précisé en premier lieu comment la sobriété se distingue de l'efficacité, nous passerons en revue les leviers politiques, réglementaires, économiques que le système actuel permet de mobiliser pour accroître la sobriété, avant de présenter des stratégies et des techniques que différents secteurs peuvent mobiliser pour plus de sobriété en eau.

La sobriété, soluble dans l'efficacité ?

I Une notion en renouveau

La notion de sobriété, originaire de traditions philosophiques et religieuses anciennes, connaît un renouveau lié à des interrogations sur les modes de vie moderne. En France, elle est mise en exergue avec les assises de l'eau de 2018-2019, et surtout après la crise énergétique et la sécheresse de 2022, puis le Plan eau de 2023.

Elle renvoie à un continuum de démarches multiples visant une recherche de moins de biens et de services produits et consommés, tout en cherchant un mieux (Cézar et Mourad, 2019). Yamina Saheb, experte internationale des politiques d'atténuation du changement climatique, a activement œuvré pour que ce terme soit introduit dans le sixième rapport du Giec de 2023¹ et a créé un laboratoire mondial de la sobriété.

1. <https://www.ecologie.gouv.fr/publication-du-6e-rapport-synthese-du-giec>.

Ce rapport indique que les politiques de sobriété favorisent un ensemble de mesures et de pratiques quotidiennes pour limiter la demande en énergie, en matériaux, en sol et en eau, tout en délivrant du bien-être humain pour tous dans les limites de la planète. Bruno Villalba (2023) précise que ces politiques impliquent de réviser en profondeur les conditions de bien-être de notre société matérialiste et hédoniste.

Le travail mené dans le cadre d'études du groupement régional d'experts sur le climat d'Île-de-France a été l'occasion de préciser la notion, et de mieux la distinguer de l'efficacité qui consiste, grâce à des solutions techniques, à produire autant avec moins (Semal et Villalba, 2018) ou, par extension, à consommer autant en prélevant moins. Il en ressort que la sobriété est issue de la rencontre de trois champs de recherche, le premier relatif aux limites de la planète, le deuxième à l'identification des facteurs de dématérialisation (consommation moindre de matières et de ressources), le troisième aux besoins essentiels. Sur les neuf processus et systèmes régulant la stabilité et la résilience du système Terre alors identifiés, six ont aujourd'hui dépassé leur limite, dont celui sur l'eau (Richardson *et al.*, 2023). Ce double constat (existence de limites et dépassement de celles-ci) rejoint les travaux portant sur la dématérialisation du métabolisme social, ensemble des flux d'énergies et de matières mis en jeu par le fonctionnement des sociétés humaines. Il s'agit alors de savoir jusqu'où et comment réduire la consommation de ressources pour assurer la soutenabilité : division par quatre ou cinq (Weizsäcker *et al.*, 2014)? Cette question rencontre inévitablement celle des besoins essentiels, du bien-être ou des conditions de vie décentes. Faute de réponse absolue, elles ne peuvent être résolues que par des choix collectifs : ce sont donc des questions avant tout politiques.

Concernant la consommation urbaine et domestique, domine l'idée que l'abondance d'eau est une condition nécessaire (mais non suffisante) de la salubrité, rendant difficile une réflexion sur la sobriété. À titre d'exemple, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) considère l'accès à l'eau optimal pour les ménages à partir de 100 l/hab/j (Howard *et al.*, 2020), à comparer à la consommation moyenne française en eau potable (148 l/hab/j en 2021)² et aux 50 l/hab/j pour des conditions de vie décentes (Millward-Hopkins *et al.*, 2020), niveau repris en fourchette basse dans le Code de la santé publique. L'atteinte d'un tel objectif ne peut reposer uniquement sur des gestes individuels, d'autant que les habitants ne sont pas toujours libres de choisir leurs équipements (habitat collectif, locataires, etc.) et qu'une partie de leur consommation s'effectue dans des lieux publics et au travail. Cela nécessite donc une réflexion d'ensemble sur les modes de vie et les infrastructures de l'eau.

■ Ne pas confondre sobriété et efficacité

La recherche d'efficacité, en gestion de l'eau comme pour l'énergie ou la matière, peut être envisagée sans trop de bouleversements à système constant, alors que la

2. <https://www.eaufrance.fr/chiffres-cles/volume-deau-potable-consomme-par-habitant-par-jour-en-2021>.

sobriété implique des changements profonds. C'est pourquoi ces deux notions sont souvent confondues, notamment dans le monde de l'entreprise (Cézard et Mourad, 2019). Les politiques publiques actuelles, fondées sur l'ingénierie, sont majoritairement axées sur l'efficacité ou la substitution. Par exemple, la réutilisation des eaux usées traitées ne constitue pas une démarche de sobriété mais de substitution, et peut même conduire à conforter, voire à sécuriser, des usages non prioritaires en situation de pénurie. De même, récupérer l'eau de pluie pour certains usages (lavage, chasses d'eau, arrosage) pour éviter de ponctionner l'eau potable, revient à recourir à une ressource alternative, non à réduire la consommation, induisant un report sur l'eau potable lorsque la cuve d'eau de pluie est vide.

Le Plan eau vise la sobriété des usages pour tous les acteurs, avec un objectif de réduction globale des prélèvements d'eau de 10% d'ici à 2030. Il s'appuie sur la définition de plans de sobriété, d'accompagnement d'acteurs industriels à fort potentiel de réduction³, de conception adaptée des bâtiments, d'émergence de filières agricoles peu consommatrices, de mesures permettant de gagner en efficacité, et de sensibilisation. Les projets d'économie d'eau labellisés par France expérimentation dans ce cadre⁴ portent cependant sur l'amélioration de l'efficacité, ne relevant donc pas de la sobriété.

L'effet rebond est l'une des limites les mieux connues de l'efficacité : par exemple, le passage au goutte-à-goutte, au lieu de réduire la consommation en eau d'irrigation, accroît la pression sur la ressource (Serra-Wittling et Molle, 2017). L'effet rebond peut être direct (le prix de l'eau baisse, donc je peux consommer plus d'eau à budget constant), indirect (je peux dépenser plus ailleurs) ou systémique (du fait des effets macroéconomiques de l'efficacité). Pour l'énergie, Brockway *et al.* (2021) montrent qu'il divise au moins par deux les gains d'efficacité.

Une autre limite, recouvrant en partie la première, est celle du transfert inter-ressources, lorsque l'économie d'une ressource conduit à accroître la consommation d'une autre. On peut citer le cas du nettoyage urbain : le lavage consomme moins d'eau quand il est motorisé, mais son bilan énergétique et matériel est bien plus élevé. Plus encore, les stratégies d'efficacité reposent en grande partie sur des dispositifs de contrôle électronique engendrant eux aussi des consommations énergétiques et matérielles d'ampleur. L'efficacité, *a fortiori* lorsqu'elle se fait en silo sans prendre en compte ses externalités (énergie, foncier, ressources minérales, etc.), ne peut donc répondre seule aux enjeux environnementaux contemporains.

La sobriété diffère de l'efficacité par sa cible : en posant la question des besoins essentiels, elle place les réflexions en amont des choix techniques que privilégie l'efficacité. Elle oriente ensuite ces choix vers des solutions qualifiables de *low tech*

3. <https://www.entreprises.gouv.fr/la-dge/actualites/plan-eau-12-premiers-sites-industriels-engages-dans-une-demarche-de-sobriete>.

4. <https://www.transformation.gouv.fr/ministre/actualite/economiser-leau-grace-au-dispositif-france-experimentation>.

(Gaillard, 2023), se traduisant par la réduction de l'épaisseur de l'interface technique entre usager et ressource (Chazal, 2002). Elle mobilise l'usager qui en devient acteur, en l'impliquant dans ses pratiques.

I Sobriété voulue et « sobriété subie »

L'intérêt d'une sobriété anticipée et volontaire, donc acceptée, est de retarder ou d'éviter la « sobriété subie »⁵ au sens de la rupture d'approvisionnement, comme à Mayotte. Au Cap, un ensemble de mesures impliquant de la sobriété a permis d'éviter de peu cette situation (Brühl et Visser, 2021). La « sobriété subie » est souvent vécue comme punitive et peut accroître les inégalités socio-écologiques. Une réflexion anticipée fondée sur les besoins essentiels, accompagnée de la mise en place d'arènes de discussion et de décision, constitue une alternative.

Leviers incitant à la sobriété

Un agent conversationnel utilisant l'intelligence artificielle, interrogé sur la sobriété, répond en premier lieu sur le registre de l'efficacité et de la sensibilisation, ce qui illustre le faible avancement du sujet dans la société⁶. Le déploiement d'une sobriété généralisée guidée par les besoins essentiels suppose une transformation profonde de l'organisation collective, à ce jour seulement envisagée dans les exercices de prospective environnementale et par certains mouvements minoritaires, tout en correspondant aux trajectoires les plus volontaristes, souhaitables, des scénarios du Giec. Les leviers considérés dans ce chapitre sont mobilisables dans le système actuel et n'impliquent pas nécessairement une rupture de trajectoire. Ils portent sur l'organisation, la réglementation, les incitations par les prix et la connaissance.

I Jouer sur les politiques publiques pour accompagner la sobriété

Engager à la sobriété en eau peut se faire de manière directe et indirecte, en prenant appui simultanément sur plusieurs politiques sectorielles. Sans prise en compte des effets induits, une politique sectorielle peut conduire à des conséquences contradictoires sur une autre, voire contre-productives pour elle-même. Ainsi, la volonté de réindustrialiser un territoire, de décarboner la production énergétique ou d'accroître la compétitivité agricole risque de s'accompagner d'une consommation accrue en eau, mais aussi d'être elle-même entravée par l'insuffisance (quantitative ou qualitative) des ressources en eau disponibles.

Politique d'aménagement du territoire

Le développement urbain peut tenir compte des ressources en eau disponibles et être pensé pour optimiser les usages selon une approche globale. Une conception

5. Le conseil scientifique du comité de bassin Seine-Normandie (2025) considère que les restrictions ou les interdictions d'usages ne relèvent pas de la sobriété, laquelle serait forcément volontaire.

6. Questions posées à ChatGPT en avril 2024.

bioclimatique des villes consiste à réfléchir, le plus en amont possible, à la végétalisation, à la circulation de l'air, à la porosité des sols et à la conception des bâtiments, à la fois pour le confort des habitants et la sobriété en énergie et en eau (Gaillard, 2022). Favoriser, voire imposer, l'infiltration de l'eau de pluie à la parcelle profite à une végétation qui, en retour, rafraîchit la ville par évapotranspiration, évitant le recours à des systèmes consommateurs d'eau et d'énergie. En termes de rafraîchissement, il s'agit de repérer les rivières enterrées, de mener des réouvertures pour une réappropriation des riverains et, plus globalement, d'agir dans le sens d'une plus grande sensibilisation pour plus de sobriété collective. D'une manière générale, une réflexion sur la place de l'eau dans la ville tenant compte à la fois de l'espace public et de l'espace privé, du petit et du grand cycle de l'eau, des besoins et des usages, mériterait d'être engagée. Depuis le XIX^e siècle, l'abondance a été recherchée dans le domaine privé, tandis que l'espace public a été délaissé, par exemple les piscines privées ont remplacé la baignade en rivière (Tvedt et Oestigaard, 2014), croisant les enjeux de la sobriété.

Des formes urbaines adaptées pourraient favoriser les usages collectifs comme l'usage récréatif de l'eau en milieu naturel, ou à défaut dans des espaces publics ou semi-publics (des piscines de lotissement plutôt que privées), ou encore le rebouclage des cycles, à l'exemple du quartier Saint-Vincent-de-Paul à Paris, dont la conception permettra de collecter et utiliser sur place les urines, réduisant d'autant la consommation d'eau.

Politique agricole

Celle-ci impacte fortement la gestion de l'eau, en influençant l'évolution des modes de production et leur dépendance à l'irrigation ou, au contraire, leur résilience face à la sécheresse. Par le passé, la politique agricole commune a incité le développement de l'irrigation, un hectare irrigué recevant davantage de primes qu'un hectare non irrigué. Si cette incitation directe a été arrêtée à cause de ses effets sur la ressource, la recherche de compétitivité dans un contexte de libre-échange, incitant à produire plus à moindre coût, augmente la pression sur cette même ressource. Notons que l'irrigation concerne majoritairement des cultures destinées à l'exportation (38 % de la surface irriguée pour le maïs, 12 % pour le blé) ; à l'inverse, les produits importés nécessitent une eau virtuelle qui pèse sur les ressources locales des pays fournisseurs.

Encourager le développement de retenues d'eau et de recours à des eaux non conventionnelles pour l'irrigation, plutôt que d'accompagner des systèmes agronomiques résilients face au manque d'eau, induit une dépendance à la ressource et inhibe le déploiement d'un régime de sobriété (Habets, 2019). Ces retenues ne résolvent pas la question de l'adaptation de ceux qui n'en bénéficient pas ni n'encouragent les changements de pratiques, avec des conséquences potentiellement graves en cas de non-remplissage des retenues, ce qui correspond à une situation de maladaptation⁸.

7. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/media/7153/download?inline>.

8. Intervention de Gonéri Le Cozannet au comité de bassin Seine-Normandie en décembre 2022.

La politique agricole impacte aussi l'utilisation d'intrants susceptibles de polluer l'eau (pesticides, azote, etc.), renchérissant les coûts des traitements de potabilisation, également consommateurs d'eau (+ 15 à 20 % d'eau pour nettoyer les filtres à osmose inverse⁹) et induisant des fermetures de captage.

Politique énergétique

Celle-ci a également un impact sur l'eau. Les centrales hydroélectriques nécessitent un minimum de débit et les centrales nucléaires utilisent chaque année 10 milliards de mètres cubes pour leur refroidissement¹⁰ : s'ils sont restitués (mais réchauffés) aux cours d'eau à environ 97 %, environ 3 % sont consommés par évaporation atmosphérique. Avec des sécheresses plus longues et plus précoces et des débits plus faibles, le milieu récepteur étant plus chaud, les seuils thermiques de rejet seront atteints plus rapidement, ce qui peut induire des dérogations ou des modifications de normes. La production croissante de biométhane, essentiellement à partir de cultures intermédiaires à vocation énergétique, modifie l'occupation des sols, conduisant potentiellement à une croissance de la sole irriguée et de l'usage d'intrants affectant la qualité de l'eau. Par ailleurs, une énergie peu chère peut entraîner une hausse des prélèvements en eau, phénomène observé en Inde et au Maroc : l'énergie subventionnée a rendu le pompage moins cher, permettant aux agriculteurs d'accéder plus aisément à l'eau souterraine, ce qui a accéléré sa surexploitation. Le développement de l'énergie solaire, une fois amorti, rend l'eau quasiment gratuite, illustrant le lien étroit entre eau et énergie¹¹.

Anticiper les risques de pénuries d'eau devrait donc raisonnablement conduire à envisager un cadre politique adapté à plus de sobriété.

■ Limiter les prélèvements et partager la ressource par la concertation

Le cadre politique peut inciter les usagers de l'eau à s'organiser collectivement pour réduire leurs prélèvements et améliorer le partage de la ressource, pour anticiper des déséquilibres structurels. Le cadre de concertation doit être multisectoriel, comme souligné par le volet du Giec sur l'adaptation, pour éviter des situations de maladaptation¹², en associant collectivités, agriculteurs, industriels, pêcheurs, promeneurs, pratiquants de loisirs nautiques et défenseurs des milieux aquatiques, voire représentants des milieux. Ainsi, l'assemblée des représentants des usagers (la commission locale de l'eau) du schéma d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) de la nappe de Beauce, instaurée suite à une baisse alarmante du niveau de la nappe dans les années 1990, a permis de définir collectivement les volumes prélevables, c'est-à-dire des secteurs de gestion dotés d'un

9. Dossiers de demande d'aide au niveau du bassin Seine-Normandie.

10. <https://www.sfen.org/rgn/la-consommation-deau-des-centrales-nucleaires-en-france/>.

11. <https://www.wired.com/story/solar-energy-farming-depleting-worlds-groundwater-india/>.

12. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/downloads/report/IPCC_AR6_WGII_SummaryForPolicymakers.pdf.

volume de référence et de seuils de gestion associés à des coefficients d'attribution, déclenchés en fonction d'un indicateur piézométrique¹³.

Encore faut-il que ces règles soient suffisamment contraignantes, compte tenu des enjeux, pour inciter à la sobriété, au-delà d'une meilleure efficacité. Un organisme unique de gestion collective peut être mis en place sur un périmètre donné, devenant mandataire du partage de l'eau d'irrigation. Cependant, cette forme d'organisation, que le préfet peut imposer dans les zones de répartition des eaux, est monosectorielle. Même si elle peut s'appuyer sur un projet de territoire pour la gestion de l'eau, elle ne résout donc pas complètement l'organisation de la sobriété et peut même induire des effets pervers : risque d'accaparement de la ressource par certains agriculteurs et maladaptation, comme souligné plus haut. Plus généralement, l'estimation des volumes prélevables, réalisée sur des bases technico-scientifiques objectives, est souvent controversée, alors que c'est leur répartition qui devrait donner lieu à négociations.

I Restreindre réglementairement les prélèvements

À défaut d'organisation concertée, ou si celle-ci ne suffit pas, la réglementation intervient pour gérer la pénurie. Il s'agit alors d'une « sobriété subie » plutôt que choisie.

Le cadre réglementaire peut ainsi conduire à la définition des volumes prélevables et à leur répartition entre usages, et prioriser les usages les uns par rapport aux autres. Cela n'empêche pas des situations de tension, comme à La Rochelle qui a dû fermer plusieurs champs captants du fait de pollutions et reporter ses prélèvements sur le fleuve Charente, lui-même sujet à tension. D'autres situations susceptibles de donner lieu à priorisation peuvent être évoquées : conflits d'usages entre entreprises d'eau en bouteille et collectivités, production de neige artificielle, construction d'infrastructures de transport, arrosage de golf en période de sécheresse, etc.

La réglementation peut aussi permettre de mieux gérer les pénuries conjoncturelles : quand la sécheresse survient, des restrictions d'usage peuvent être décidées par les préfets de département, *via* des arrêtés sécheresse prescrits pour une durée limitée, sur un périmètre déterminé. Les décrets du 23 juin 2021 et du 29 juillet 2023 définissent le cadre du dispositif de gestion de la sécheresse en France. Pour préserver les utilisations prioritaires de l'eau (santé, sécurité civile et eau potable), des restrictions d'eau sont déclenchées par les préfets, en fonction de quatre niveaux de gravité de la sécheresse (vigilance, alerte, alerte renforcée, crise) et de l'usage considéré : les usagers domestiques sont sensibilisés, puis les prélèvements pour l'arrosage des pelouses, des espaces verts, le lavage des voitures et le remplissage des piscines sont progressivement limités jusqu'à interdiction totale ; l'irrigation est restreinte à certains jours ou certaines heures, jusqu'à interdiction totale ; les unités industrielles les plus consommatrices subissent une réduction progressive d'activité, certaines eaux de nettoyage sont recyclées, certains modes opératoires, modifiés¹⁴.

13. <https://www.sage-beauce.fr/le-sage-nappe-de-beauce/historique-et-enjeux/>.

14. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/article_jo/JORFARTI000043694491.

Le retour d'expérience de la mission sécheresse 2022 conclut qu'il existe une marge d'amélioration sur les critères de déclenchement de ces arrêtés, sur la communication, sur les dérogations accordées et sur les contrôles¹⁵.

■ Inciter les usagers de l'eau à la sobriété

Il s'agit, pour éviter les crises, d'inciter à la sobriété par différents leviers, qui n'ont toutefois pas la force d'un cadre politique sobre.

Le prix et la taxation

Le prix de l'eau est le principal levier économique évoqué pour inciter à la sobriété. Il peut être mobilisé uniquement en cas de service de distribution d'eau. Sa structure, pour l'eau potable et l'assainissement, fait l'objet de réglementations : limitation de la partie fixe, interdiction des paliers décroissants en cas de ressource en tension, etc. Toutefois ce signal n'est efficace que s'il est bien paramétré et assimilé.

Bien le paramétrer nécessite de tenir compte des caractéristiques du territoire et de ses usagers, au risque sinon d'effets pervers, comme le report sur des ressources alternatives : une multiplication de puits et forages privés consécutive à la hausse du prix de l'eau est observée dans certains territoires (Montginoul et Rinaudo, 2013 ; Rinaudo et Montginoul, 2012).

Mais pour qu'il soit un levier, les usagers doivent être informés du prix et de sa structure. Or, la majorité des Français ne connaissent pas le prix de l'eau du robinet¹⁶. Ils doivent aussi se sentir concernés : les usagers qui paient leur eau dans les charges collectives n'ont qu'un rapport distancié avec l'opérateur d'eau et même avec le prix, si aucun compteur divisionnaire n'est installé (depuis 2008, les nouveaux collectifs doivent en être dotés, mais aucune obligation n'est faite quant à l'individualisation du contrat de fourniture d'eau).

Le faible poids de la facture dans le budget des ménages et la forme tarifaire observée majoritairement (tarification « simple » sans paliers ni évolution saisonnière) peuvent aussi expliquer la faible sensibilité au prix observée : en moyenne une hausse du prix de 10 % induit une baisse de 2 % de la consommation domestique.

Et les structures complexes (paliers croissants, saisonniers, etc.), de plus en plus mises en avant, peuvent permettre d'atteindre différents objectifs simultanément¹⁷, mais moyennant un paramétrage subtil pour éviter les effets pervers¹⁸ et rester compréhensibles. De manière générale, il semble raisonnable de minimiser le nombre d'objectifs

15. <https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/retour-d-experience-sur-la-gestion-de-l-eau-lors-a3735.html#:~:text=La%20s%C3%A9cheresse%20qu%27a%20connue,exception%20de%20l%27ann%C3%A9e%202021.>

16. [https://www.ista.com/fileadmin/twt_customer/countries/content/France/Documents/Alerte_ista_Smart_Services/OpinionWay_pour_ISTA_-_Les_Francais_et_les_fuites_d_eau_-_Mars_2017_1_1_.pdf.](https://www.ista.com/fileadmin/twt_customer/countries/content/France/Documents/Alerte_ista_Smart_Services/OpinionWay_pour_ISTA_-_Les_Francais_et_les_fuites_d_eau_-_Mars_2017_1_1_.pdf)

17. Équilibre budgétaire, incitation à l'économie d'eau, accès pour tous, etc.

18. [https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/292428.pdf.](https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/292428.pdf)

à atteindre avec l'outil tarifaire, notamment en dissociant l'économique (équilibre budgétaire) du social (accès à l'eau pour tous) et de l'environnemental.

Autre levier économique, la redevance pour prélèvement, versée à l'agence de l'eau du bassin par tout préleveur (collectivité, agriculteur, industriel, etc.) au-delà d'un certain volume, suivant un principe « préleveur-payeur ». La Cour des comptes souligne que cette redevance ne joue pas son rôle en faveur de la sobriété, du fait de son faible niveau, et propose de supprimer son plafonnement tout en instaurant un taux plancher, permettant alors d'en faire un outil de fiscalité environnementale capable d'encourager les économies d'eau¹⁹. Ces propositions ont toutefois été déboutées pour la partie agricole suite à la demande du syndicat agricole majoritaire, au grand regret des présidents des comités de bassin²⁰.

Encourager et sensibiliser

Quand les pratiques sobres en eau, souhaitables d'un point de vue collectif, sont jugées difficiles à mettre en œuvre ou non rentables d'un point de vue privé, la puissance publique peut les encourager par le biais de subventions. Si celles-ci accompagnent régulièrement les mesures d'efficacité, qui reposent sur des investissements, c'est moins le cas pour la sobriété, qui repose souvent sur une diminution ou une modification de la production et de la consommation.

Enfin, des sessions de formation ou de sensibilisation peuvent permettre aux usagers de prendre conscience de la nécessité de moins consommer et des moyens pour y parvenir. Cela peut passer par des centres de formation, des conseillers, des points d'information sur la maîtrise des consommations ou des ambassadeurs des économies d'eau (Eau du Bassin Rennais) ou de la transition (Nantes Métropole).

Une amélioration de la connaissance des prélèvements et des consommations en eau peut opportunément accompagner ces démarches. Ainsi, disposer de compteurs individuels ou télérelevés permet de mieux observer la consommation et détecter des fuites, mais dans les faits peu d'usagers les utilisent (Montginoul, 2023). C'est une des mesures du Plan eau qui ambitionne de les rendre obligatoires pour les prélèvements soumis à autorisation IOTA (installations, ouvrages, travaux et activités, dont les seuils sont élevés, plus de 200 000 m³), mais sa mise en œuvre se heurte à des blocages multiples.

Stratégies et techniques moins consommatrices

Cette partie dresse un panorama non exhaustif de voies vers la sobriété (avec quelques exemples proches de l'efficacité, notamment pour les entreprises), certaines étant déjà mises en œuvre à la marge.

19. <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2023-10/20230717-synthese-gestion-quantitative-de-l-eau.pdf>.

20. <https://www.actu-environnement.com/ae/news/-abandon-hausse-redevance-irrigation-pollution-diffuse-president-comite-bassin-matignon-fnsea-43140.php4>.

I Une agriculture plus sobre en eau ?

L'agriculture est la première consommatrice de l'eau prélevée (eau bleue²¹), représentant 58 % du total²², essentiellement pour l'irrigation (mais aussi l'abreuvement, le nettoyage, etc.). Pour limiter cette dernière, un ensemble de stratégies peuvent être déployées, de l'échelle du système agricole jusqu'aux gestes saisonniers et quotidiens, en passant par l'agencement des parcelles et le travail du sol²³.

À l'échelle du paysage agricole, la taille des parcelles, la diversité des productions, la présence de haies ou d'arbres intraparcellaires, les choix d'implantation par rapport à l'exposition des cultures aux vents dominants et à l'ensoleillement permettent d'accroître la résilience face à la sécheresse, donc la sobriété en eau. En particulier, les haies peuvent protéger les cultures des vents desséchants ; plus généralement les arbres et arbustes augmentent la porosité des sols et la quantité d'eau à la capacité au champ (Basche et DeLonge, 2017) et réduisent le stress hydrique des cultures (Blanchet, 2021). D'autres stratégies permettent de réduire le besoin en eau : plus d'espacement entre les cultures pérennes favorise l'enracinement, et donc la capture de l'eau du sol (Vert *et al.*, 2013), et pour les vignes l'orientation nord-sud des rangs limite l'évapotranspiration (Ollat et Touzard, 2014).

À l'échelle de la parcelle ou de l'atelier de production, la première stratégie est l'esquive (Amigues *et al.*, 2006) : éviter que les périodes de déficit hydrique ne coïncident avec les phases sensibles du développement, en préférant des cultures d'hiver (blé, orge, colza) ou des variétés précoces, ou encore en avançant la date de semis (Vert *et al.*, 2013). Diversifier l'assolement et allonger les rotations permet de répartir les risques : certaines cultures seront moins touchées que d'autres par une sécheresse. Associer céréales et légumineuses accroît également la résilience (cf. chapitre 8).

Des variétés résistantes à la sécheresse peuvent être sélectionnées : le sorgho plutôt que le maïs (Amigues *et al.*, 2006), certaines variétés de blé tendre (Bousquet, 2018). Des essais évaluent le potentiel d'espèces sauvages apparentées aux variétés cultivées pour en développer de nouvelles, résistantes au changement climatique, avec notamment des résultats intéressants sur la variété de blé dur Jabal²⁴. Autre exemple, l'organisation, par des semenciers et coopératives spécialisés en agriculture biologique, d'ateliers participatifs pour produire et utiliser des variétés adaptées aux conditions locales, plus tolérantes au sec et aux coups de chaud, stabilisées en termes de performances²⁵.

21. Toute plante intercepte de l'eau de pluie et l'absorbe *via* le sol (eau verte).

22. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/leau-en-france-ressource-et-utilisation-synthese-des-connaissances-en-2021>.

23. https://www.eau-seine-normandie.fr/sites/public_file/inline-files/avis_CS_sols_eau_VF.pdf ; https://www.eau-seine-normandie.fr/sites/public_file/inline-files/Rapport-final-Pratiques-et-systemes-agricoles-resilients-en-conditions-de-secheresse.pdf ; https://www.eau-seine-normandie.fr/sites/public_file/inline-files/Rapport_Life_Agriadapt_AESN.pdf.

24. <https://www.agra.fr/agra-innovation/jabal-une-nouvelle-variete-de-ble-resistant-la-secheresse>.

25. <http://unionbiosemences.fr/wp-content/uploads/2021/07/doc-1-pr%C3%A9sentation-liveseed-CC-bd.pdf>.

Travailler avec des variétés hétérogènes constituées de génotypes divers (variétés population) permet aussi d'accroître la résilience, par rapport à des variétés homogènes sur le plan génétique : il existe toujours un individu au génotype mieux adapté, qui laissera plus de descendants (Goldringer *et al.*, 2012). Ainsi, en cas de sécheresses successives, l'agriculteur sélectionne les individus les plus résistants, pour produire des semences adaptées à ce stress. Du fait de leur hétérogénéité, elles dérogent aux principes de distinction, d'homogénéité et de stabilité nécessaires à l'inscription des variétés au catalogue officiel. Bien que les agriculteurs soient autorisés à les cultiver, elles ne peuvent être ni vendues ni échangées, sauf dans le cadre de la recherche. Beaucoup d'agriculteurs sont donc dans l'attente d'une évolution du cadre réglementaire.

En revanche, les nouvelles techniques génomiques (nouveaux OGM) promettant plus de résistance à la sécheresse sont critiquées par l'Anses au niveau de leur évaluation environnementale et au vu des controverses à leur sujet²⁶.

En arboriculture, certains porte-greffes sont plus adaptés aux conditions du sol et à la sécheresse (Barbeau *et al.*, 2015), et certaines pratiques de taille limitent la biomasse aérienne, et donc l'évapotranspiration.

Il est possible aussi d'agir sur le sol en augmentant sa capacité d'absorption, de stockage et de restitution de l'eau aux plantes : en optimisant l'infiltration de l'eau, en limitant l'évapotranspiration (mulch, paillage, bois raméal fragmenté) et en améliorant la capacité de rétention d'eau par un labour peu profond, la présence d'arbres et d'arbustes et l'apport en matière organique²⁷.

L'irrigation peut être limitée aux phases critiques de pousse de la plante en termes de sensibilité au stress hydrique (Solagro *et al.*, 2018). Les principaux freins à ce type de dispositif sont la maîtrise des compétences et connaissances techniques, mais aussi le fait que beaucoup d'agriculteurs ne perçoivent pas le besoin de piloter finement leur irrigation tant qu'ils ne ressentent pas concrètement de déficit hydrique, d'autant que les gains économiques sont faibles pour les économies d'eau réalisées.

Enfin, l'élevage extensif à l'herbe est moins consommateur en eau qu'un élevage hors sol (Béral *et al.*, 2018). De plus, la tolérance du troupeau peut être améliorée avec des animaux plus robustes, supportant mieux les sécheresses (Civam Agriculture Durable de la Mayenne, 2017). On peut également privilégier des espèces végétales prairiales plus tolérantes à la sécheresse (luzerne, dactyle ou lotier par exemple), et les mélanges d'espèces en culture fourragère, comme le méteil qui mélange céréales, protéagineux et légumineuses. L'autonomie fourragère du troupeau peut être accrue en pâturant des couverts intermédiaires ou des repousses de céréaliculteurs voisins (Agrof'île, 2017).

26. <https://www.anses.fr/fr/content/actu-nouvelles-techniques-genomiques>.

27. https://www.eau-seine-normandie.fr/sites/public_file/inline-files/avis_CS_sols_eau_VF.pdf.

I Collectivités, ménages : quelles économies d'eau ?

L'eau potable représente 26 % de l'eau prélevée²⁵. Les WC consomment 20 % de l'eau domestique, soit 9 à 12 litres à chaque utilisation avec une chasse d'eau classique²⁸. Agir sur cet usage est donc très efficace pour économiser de l'eau. Dans les lieux publics, les toilettes à séparation d'urine ou les urinoirs secs permettent d'importantes économies d'eau²⁹. Dans les zones d'habitat à faible densité, grâce à des toilettes sèches à litière biomaîtrisée on économise entre 3 et 12 litres d'eau potable par utilisation³⁰. La réduction du volume du réservoir de la chasse d'eau ou du débit au robinet relève du registre de l'efficacité.

Pour de multiples usages collectifs, la fréquence des lavages peut être reconsidérée face à un risque de sécheresse, afin de concilier besoins essentiels en matière d'hygiène et propreté, et ressources disponibles : est-il par exemple indispensable de laver à grande eau des véhicules de transport collectif plusieurs fois par semaine ?

Au niveau des collectivités qui développent des espaces végétalisés pour lutter contre les îlots de chaleur urbains et infiltrer l'eau de pluie, il convient de choisir des plantes adaptées et, dès que possible, de jouer sur le mobilier urbain et sur la conception des bâtiments pour limiter la consommation d'eau, notamment en privilégiant un confort thermique sans recours à la climatisation (par exemple par un puits canadien). En cas de sécheresse, restreindre l'arrosage aux arbres pour leur survie permet d'économiser l'eau.

I Des industries moins consommatrices d'eau

Le refroidissement des centrales électriques consomme 12 % de l'eau prélevée et les usages industriels, 5 %³¹. Les diagnostics eau par atelier et par secteur en lien avec les fédérations professionnelles sont des préalables utiles aux démarches de sobriété.

L'agroalimentaire, premier consommateur industriel du pays, se sert abondamment d'eau pour les opérations de nettoyage et certains processus comme la pasteurisation. Des industriels fromagers projettent de réutiliser l'eau issue du lait pour des opérations de lavage. Ces démarches, si elles peuvent déboucher sur une réduction effective des prélèvements, relèvent cependant, selon la définition donnée en première partie, du registre de l'efficacité, non de la sobriété, tout en étant souvent présentées comme telles.

Face aux restrictions d'eau, quelques sites de production de béton ont dû cesser temporairement leur activité en 2022. Les industriels du BTP chercheraient désormais à optimiser leurs procédés, et la question du recyclage du béton est de plus en plus

28. <https://www.quechoisir.org/conseils-economies-d-eau-bien-s-equiper-pour-economiser-l-eau-au-quotidien-n4751/>.

29. <https://www.leesu.fr/ocapi/>.

30. À raison de 14 m³ d'eau utilisés par personne et par an pour tirer la chasse, l'économie d'eau pour une famille de quatre personnes est de 56 m³ d'eau par an.

31. La gestion quantitative de l'eau en période de changement climatique, synthèse : <https://www.comptes.fr/sites/default/files/2023-10/20230717-synthese-gestion-quantitative-de-l-eau.pdf>.

étudiée, ainsi que celle de modes de construction différents, recourant à des matériaux géosourcés comme le bois et la terre³². Cet exemple illustre la différence entre efficacité et transformations profondes pour une véritable sobriété, portées par exemple par le Manifeste pour une frugalité heureuse et créative dans l'architecture et l'aménagement des territoires³³, ce qui rappelle l'importance d'un cadre politique adapté, comme évoqué dans la partie « Jouer sur les politiques publiques pour accompagner la sobriété ».

I Une navigation fluviale adaptée

La navigation transfère l'eau, plus qu'elle ne la consomme, par les fuites et l'évaporation. Cependant, ces transferts et pertes peuvent induire localement des perturbations incitant à plus de sobriété.

En cas d'étiage sévère sur les canaux notamment, la navigation touristique et le transport de marchandises peuvent être interrompus, avec des conséquences sur l'activité économique. Cette configuration, encore rare (cas du Rhin en 2022) pourrait être plus systématique à moyen terme, comme l'indique le rapport de l'inspection générale des affaires maritimes sur l'adaptation au changement climatique des gestionnaires d'infrastructures de navigation maritime et fluviale en France³⁴. Il s'agit d'envisager tous les scénarios, sans exclure d'éventuelles fermetures à la navigation de tronçons, et de rationaliser en conséquence les plans de modernisation des ouvrages de gestion, tout en tenant compte des autres usagers des infrastructures concernées.

Conclusion

Les développements actuels sur la sobriété entretiennent encore trop souvent une confusion avec l'efficacité. Distinguer l'une et l'autre s'avère parfois difficile dans le domaine de l'eau, prélèvement et consommation étant partiellement dissociés du fait d'une réutilisation de l'eau prélevée possible, contrairement à l'énergie. Faute de technologie magique, diverses stratégies et pratiques peuvent être stimulées par des signaux externes et généralisées *via* un cadre politique adapté, instituant notamment un contexte économique sobre. Ce cadre politique cohérent et global devrait non seulement concerner l'eau, mais aussi l'énergie, les matériaux et, globalement, la consommation. Les exemples de Mayotte ou des Pyrénées-Orientales montrent que, si dans l'immédiat la situation de sécheresse conduit à restreindre la consommation d'eau, la réaction à moyen terme reste la mobilisation de ressources alternatives. S'adapter à des sécheresses interannuelles impliquerait des changements systémiques organisés et accompagnés par la puissance publique, vers la sobriété en eau.

32. <https://www.lafabriqueecologique.fr/le-beton-mis-au-defi-des-enjeux-environnementaux/>.

33. <https://frugalite.org/manifeste/>.

34. <https://www.vie-publique.fr/rapport/287476-adaptation-au-changement-climatique-navigation-maritime-et-fluviale>.

Celle-ci, qui implique de revenir aux besoins essentiels, interroge notre hiérarchie des valeurs aux échelles collectives et individuelles. Comme souligné dans la stratégie d'adaptation du bassin Seine-Normandie au changement climatique³⁵, « le défi de long terme qu'est l'adaptation au changement climatique nécessite de faire évoluer ou de repenser des secteurs entiers et leur articulation (urbanisme, construction, agriculture, industrie, etc.) ainsi que les habitudes d'achat et de consommation des citoyens, tout en tenant compte d'enjeux majeurs comme la santé unique³⁵ ou la souveraineté alimentaire. D'où l'urgence d'agir maintenant et d'accompagner des changements nécessairement profonds : comme souligné par le volet du sixième rapport du Giec sur l'adaptation, il s'agit de mesures transformationnelles, et non d'ajustements à la marge ».

Il apparaît par ailleurs nécessaire de ne pas dissocier enjeux quantitatifs et qualitatifs, les deux se cumulant. Des politiques préventives soutenant des systèmes agroécologiques, plus résilients face aux aléas climatiques et moins polluants, permettent de traiter simultanément ces enjeux.

Face aux incertitudes climatiques, il importe également de privilégier des solutions « sans regret », c'est-à-dire bénéfiques pour la société quel que soit le scénario socio-climato-économique futur et qui présentent des cobénéfices vis-à-vis de la biodiversité.

Références bibliographiques

- Agrofîle, 2017. Fiche technique : Pâturage en système céréalier, <http://www.agrofile.fr/wp-content/uploads/2018/12/Fiche-paturage-agrofile.pdf>.
- Amigues J.-P., Debaeke P., Itier B., Lemaire G., Seguin B. *et al.*, 2006. Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à un risque accru de manque d'eau, Inra, 72 p.
- Barbeau G., Neethling E., Ollat N., Quénot H., Touzard J.-M., 2015. Adaptation au changement climatique en agronomie viticole, *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 5(1), <https://hal.inrae.fr/hal-02638206>.
- Basche A., DeLonge M., 2017. The Impact of Continuous Living Cover on Soil Hydrologic Properties: A Meta-Analysis, *Soil Science Society of America Journal*, 81(5), 1179-1190, <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.03.0077>.
- Béral C., Andueza D., Ginane C., Bernard M., Liagre F. *et al.*, 2018. PARASOL : Agroforesterie en système d'élevage ovin. Étude de son potentiel dans le cadre de l'adaptation au changement climatique, Agrooof, Inra, Idele, UniLaSalle, 159 p.
- Blanchet G., 2021. La résilience des systèmes agroforestiers face au changement climatique : analyse de la réponse de cultures annuelles face à la sécheresse dans un système à base de noyer sous climat méditerranéen, thèse de doctorat, spécialité Sciences agricoles, Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement, 263 p.
- Bousquet N., 2018. Changement climatique : jouer sur la précocité et la tolérance des variétés, ARVALIS, <https://www.arvalis.fr/infos-techniques/jouer-sur-la-precocite-et-la-tolerance-des-varietes>.
- Brockway P.E., Sorrell S., Semieniuk G., Heun M.K., Court V., 2021. Energy efficiency and economy-wide rebound effects: A review of the evidence and its implications, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 141(110781), <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110781>.

35. <https://www.inrae.fr/alimentation-sante-globale/one-health-seule-sante>.

- Brühl J., Visser M., 2021. The Cape Town drought: A study of the combined effectiveness of measures implemented to prevent “Day Zero”, *Water Resources and Economics*, 34(100177), <https://doi.org/10.1016/j.wre.2021.100177>.
- Cézard F., Mourad M., 2019. Panorama sur la notion de sobriété. Définitions, mises en œuvre, enjeux, Ademe, 52 p.
- Chazal G., 2002. *Interfaces. Enquêtes sur les mondes intermédiaires*, Seyssel, Champ Vallon, 288 p.
- CIVAM Agriculture Durable de la Mayenne, 2017. Aléas climatiques, comment s’adapter et anticiper ? Évolution des exploitations laitières mayennaises en réponse aux aléas climatiques, Laval, 102 p., http://www.civamad53.org/wp-content/uploads/2017/07/Agro-Eco_web-2.pdf.
- Conseil scientifique du comité de bassin Seine-Normandie, 2025. Avis du conseil scientifique du comité de bassin Seine-Normandie sur la sobriété en eau, Paris, 15 p., <https://www.eau-seine-normandie.fr/le-comite-de-bassin/le-conseil-scientifique>
- Gaillard C., 2022. Moduler le climat : genèse, développement et significations de la conception bioclimatique en architecture (1947-1986), thèse de doctorat, spécialités Géographie, Aménagement, université Paris-1.
- Gaillard C., 2023. *Une anthologie pour comprendre les Low-Tech*, Monlet, T&P Publishing.
- Goldringer I., Enjalbert J., Rivière P., Dawson J., 2012. Recherche participative pour des variétés adaptées à une agriculture à faible niveau d’intrants et moins sensibles aux variations climatiques, *Pour*, 213(1), 153-161, <https://doi.org/10.3917/pour.213.0153>
- Habets F., 2019. Barrages et réservoirs : leurs effets pervers en cas de sécheresses longues, *The Conversation*.
- Howard G., Bartram J., Williams A., Overbo A., Fuente D., Geere J.-A., 2020. *Domestic water quantity, service level and health*, 2^e édition, World Health Organization, 76 p.
- Millward-Hopkins J., Steinberger J.K., Rao N.D., Oswald Y., 2020. Providing decent living with minimum energy: A global scenario, *Global Environmental Change*, 65(102168).
- Montginoul M., 2023. La télé relève pour améliorer la gestion de l’eau potable. Quelles potentialités pour les ménages, consommateurs d’eau ? Résultat d’une enquête conduite en périphérie de Montpellier, *Netcom*, 37(1), <http://journals.openedition.org/netcom/7428>.
- Montginoul M., Rinaudo J.-D., 2013. Les substituts au réseau : arbitrages des consommateurs et conséquences pour le gestionnaire. Réflexion à partir de l’exemple des forages privés, *Sciences Eaux & Territoires*, 10, 106-112.
- Ollat N., Touzard J.-M., 2014. Stress hydrique et adaptation au changement climatique pour la viticulture et l’œnologie : le projet LACCAVE, *Innovations Agronomiques*, (38), 131-141.
- Richardson K., Steffen W., Lucht W., Bendtsen J., Cornell S.E. et al., 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries, *Science Advances*, 9(37), <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.adh2458>.
- Rinaudo J.-D., Montginoul M., 2012. Forages domestiques : un risque pour les services d’eau ?, *Techni.Cités*.
- Semal L., Villalba B., 2018. Introduction — Gouverner la fin de l’abondance énergétique, in Villalba B., Semal L. (coord.), *Sobriété énergétique. Contraintes matérielles, équité sociale et perspectives institutionnelles*, Versailles, éditions Quæ, p. 9-28.
- Serra-Wittling C., Molle B., 2017. Évaluation des économies d’eau à la parcelle réalisables par la modernisation des systèmes d’irrigation, Irstea, 149 p.
- Solagro, Oreade Brèche, CEREG., 2018. Étude pour le renforcement des actions d’économies d’eau en irrigation pour le bassin Adour-Garonne, Agence de l’eau Adour Garonne, 25 p.

- Tvedt T., Oestigaard T. (éd.), 2014. *Water and urbanization*, London, New York, I.B. Tauris, 719 p.
- Vert J., Schaller N., Villien C., 2013. *Agriculture Forêt Climat : vers des stratégies d'adaptation*, Centre d'études et de prospective, ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 234 p.
- Villalba B., 2023. *Politiques de sobriété*, Paris, Le Pommier, 469 p.
- Weizsäcker E.U. von, Hargroves K., Smith M.H., Desha C., Stasinopoulos P., 2014. *Factor five: transforming the global economy through 80% improvements in resource productivity*, Londres, Routledge, 448 p.

8. L'irrigation et l'agroécologie peuvent-elles faire bon ménage ? Vers une irrigation multiservice

Delphine Leenhardt, Crystèle Leauthaud, Sami Bouarfa,
Sébastien Loubier, Lionel Alletto, Juan David Dominguez-Bohorquez,
Nicolas Urruty, Claire Wittling, Claire Lesur-Dumoulin, Esther Guillot,
Mathieu Marguerie

Depuis le début des années 1960, le développement de l'irrigation en France a fait partie de la politique de modernisation de l'agriculture. Longtemps subventionnée par l'État, puis par les aides de la politique agricole commune (PAC) principalement dans les années 1990, l'agriculture irriguée a connu une forte croissance jusqu'au début des années 2000. Les recensements agricoles successifs ont permis d'analyser cette évolution structurelle de l'irrigation dans un contexte où le bien-fondé d'irriguer les cultures pour compenser les déficits pluviométriques, voire pour implanter de nouvelles cultures, ne faisait pas débat.

Tel n'est plus le cas aujourd'hui, depuis la montée en puissance des mobilisations contre les ouvrages destinés à l'irrigation (barrage de Charlas dans les années 1980, de Sivens en 2014 et mégabassine de Sainte-Soline en 2022). Ces mobilisations sont l'expression d'une contestation plus large de la société vis-à-vis de l'agriculture irriguée. Cette dernière est perçue comme productiviste, prédatrice des ressources en eau, source d'inégalités au sein même de la profession agricole, entre ceux qui ont accès ou non aux infrastructures, et donc comme une solution maladaptée pour faire face au défi climatique. En clair, la légitimité d'utiliser de l'eau pour arroser les cultures est aujourd'hui questionnée.

Pour autant, et lorsque l'on prend du recul à l'échelle internationale, l'agriculture irriguée est incontestablement nécessaire à la sécurité alimentaire mondiale, puisque plus de 40 % de l'alimentation est produite grâce à elle sur moins de 20 % des terres cultivées. Plutôt qu'une remise en question du principe de l'irrigation, les critiques portent sur l'importance de la part des usages agricoles de l'eau, qui avoisine les 70 % des prélèvements d'eau douce au niveau mondial (FAO, 2021) et qui fait de l'agriculture le premier consommateur, aux dépens ou en concurrence avec les autres usages, notamment avec l'eau potable. C'est donc le type d'agriculture irriguée qui est ainsi questionné, en particulier son impact sur le cycle de l'eau au niveau territorial, les productions agricoles qui y sont associées et les capacités de cette agriculture à s'adapter au changement climatique, voire à l'atténuer. L'une des voies envisagées pour faire face conjointement aux défis du changement climatique et de la sécurité alimentaire est d'engager l'agriculture irriguée sur la voie de l'agroécologie, aujourd'hui considérée comme l'approche à privilégier pour l'ensemble du secteur de l'agriculture.

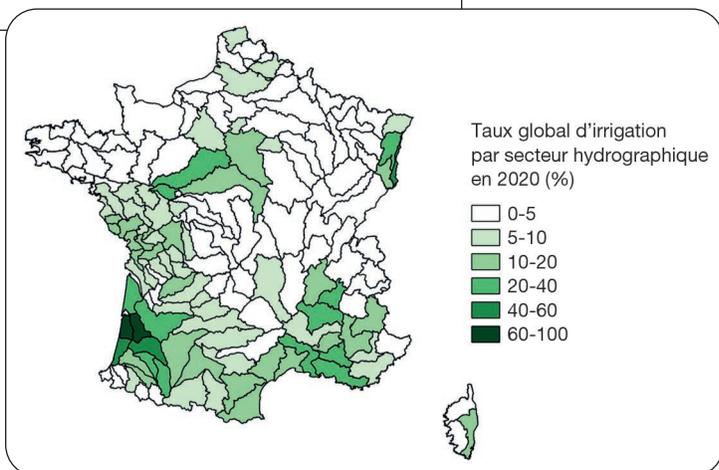
Après avoir exposé la situation de l'agriculture irriguée en France et posé les grands principes de l'agroécologie, ce chapitre analyse les perspectives d'articulation entre les transitions agricoles à venir et la question de l'eau. Il pose notamment quelques jalons conceptuels autour d'une irrigation multiservice conciliable avec l'agroécologie, aux échelles parcellaires et territoriales, et engage une réflexion sur les politiques publiques à mettre en œuvre pour faire de l'eau agricole un levier pour la transition agroécologique.

La situation de l'irrigation en France et les évolutions récentes

L'essentiel des informations relatives à la situation de l'irrigation à l'échelle de la France hexagonale est issu du recensement agricole. Les recensements sont réalisés environ tous les 10 ans (1955, 1970, 1979, 1988, 2000, 2010, 2020) et permettent ainsi de connaître les grandes tendances d'évolution de l'irrigation en termes d'équipements, de surfaces et de cultures irriguées. Néanmoins, chaque photographie de campagne agricole enquêtée dépend de la climatologie de l'année. Il convient donc de distinguer les tendances d'évolution des surfaces équipées de matériels d'irrigation (appelées aussi « surfaces irrigables »), qui sont structurelles, des tendances d'évolution des surfaces irriguées, qui dépendent de conditions conjoncturelles liées aux conditions météorologiques des années enquêtées.

La surface équipée en matériels d'irrigation a plus que triplé en 50 ans. Originellement concentrée dans le sud de la France, l'irrigation s'est progressivement développée dans

Figure B.1. Part de la surface agricole utile (SAU) irriguée par secteur hydrographique en 2020.



le sud-ouest, puis l'ouest et le centre de la France (figure 8.1). Le recensement agricole de 2020 indique que la France hexagonale a une surface irrigable de 2,8 Mha, soit 10,6 % de la surface agricole utile (SAU), et une surface irriguée de 1,8 Mha en 2020, ce qui représente 6,8 % de la SAU. Concernant les exploitations agricoles, 21 % d'entre elles sont équipées en matériels d'irrigation et 18,2 % y ont eu recours durant la campagne en 2020. La comparaison avec les résultats de 2010 met en évidence une hausse de 23 % de la surface équipée et elle concerne la quasi-totalité du territoire, y compris les bassins en déficits quantitatifs ainsi que les territoires traditionnellement peu irrigués (Massif central, Bretagne, nord et est de la France). Dans ces derniers, les hausses, même si elles sont peu élevées en valeur absolue, sont supérieures à 50 % et illustrent une réelle dynamique de développement de l'irrigation. Ce regain d'intérêt, constaté depuis 10 ans sur la quasi-totalité du territoire français, s'explique probablement par une occurrence accrue de sécheresses.

La dynamique générale d'évolution de l'irrigation masque des disparités lorsque l'on analyse l'évolution des surfaces irriguées par culture. Le maïs demeure la principale concernée avec 33 % de la superficie totale irriguée, mais cette proportion ne cesse de diminuer : elle était de 49 % en 2000 et de 41 % en 2010. Cependant, en 10 ans, la perte de surface irriguée de maïs (55 616 ha) a été plus que compensée par la hausse des surfaces irriguées de soja (+181 %, soit 45 765 ha), de légumes frais, fraises et melons (+27 %, soit 31 903 ha), de pommes de terre (+37 %, soit 23 247 ha) ou encore de betteraves (+23 %, soit 6 331 ha). La hausse de 20 % (32 724 ha) de surfaces irriguées de fourrage, prairies et surfaces toujours en herbe met en évidence des stratégies de sécurisation du fourrage dans des zones d'élevage encore peu irriguées. Enfin, l'irrigation de la vigne à raisin de cuve connaît un essor sans précédent au cours de la décennie, avec une augmentation de 160 % (39 943 ha) et un taux d'irrigation global qui triple quasiment pour atteindre 8,3 % de la surface totale de cette culture.

Les exploitations agricoles peuvent avoir soit un accès individuel à la ressource, soit un accès collectif, soit une combinaison des deux. On estime en 2020 que 63 % à 78 % des surfaces équipées concernent des accès individuels et 22 % à 37 % un accès collectif (ces intervalles sont dus à l'incertitude quant à la répartition entre l'usage individuel ou collectif des exploitations ayant les deux modes d'accès). Schématiquement, les réseaux collectifs se situent sur la moitié sud de la France, les accès individuels sur la moitié ouest et c'est naturellement à l'intersection de ces deux zones que l'on retrouve le plus d'exploitations (et de surfaces équipées) ayant les deux modes d'accès.

Compte tenu des efforts de sobriété en eau que doit faire l'agriculture (-10 % de consommation selon les préconisations du Plan eau), des projections climatiques défavorables (avec la baisse projetée des débits d'étiage ; cf. chapitre 2) et du nécessaire partage de l'eau entre les différents secteurs économiques et les milieux aquatiques, il paraît difficile d'envisager une extrapolation des tendances actuelles de hausse des superficies irriguées sur le long terme.

Qu'est-ce que l'agroécologie ?

Le terme « agroécologie » est apparu dès la fin des années 1920, mais il faut attendre la fin des années 1990 et le début des années 2000 pour qu'il soit significativement employé dans les articles scientifiques, puis plus largement dans les différentes sphères agricoles. Et ce n'est qu'à partir des années 2010 que son utilisation devient un socle des principaux programmes de politiques et d'actions publiques en matière agricole.

De par ce développement au cours d'une longue période et à différents endroits du monde, de nombreuses définitions de l'agroécologie coexistent encore aujourd'hui. Dans un premier temps considérée principalement comme une voie d'optimisation des processus biologiques dans les agrosystèmes et paysages agricoles, la notion s'est peu à peu élargie pour aujourd'hui être considérée par beaucoup d'acteurs, dont la FAO, comme un ensemble disciplinaire alimenté par le croisement des sciences agronomiques, de l'écologie appliquée aux agroécosystèmes et des sciences humaines et sociales. Elle représente notamment une alternative à une agriculture intensive productiviste, peu diversifiée, basée sur l'artificialisation des cultures et des milieux par l'usage d'intrants de synthèse (engrais, pesticides, etc.) et d'énergies fossiles. L'agroécologie promeut en effet des systèmes de production agricole valorisant la diversité biologique et les processus naturels (cycles de l'azote, du carbone, de l'eau, équilibres biologiques entre organismes ravageurs et auxiliaires des cultures, etc.) et vise à soutenir des systèmes alimentaires viables, respectueux des hommes et de leur environnement.

Concernant la dimension agronomique, l'agroécologie constitue un cadre conceptuel de réflexion pour raisonner l'articulation de leviers et pratiques à différentes échelles spatiales et temporelles, afin de concevoir une diversité de systèmes répondant aux enjeux de durabilité et de santé globale des écosystèmes et des humains. En cela, elle recouvre une partie des systèmes agricoles en agriculture biologique, en agriculture de conservation ou régénérative, en agroforesterie, etc., dès lors qu'ils fournissent, à des niveaux satisfaisants, une diversité de fonctions et services écosystémiques. Pour cela, ces systèmes agricoles combinent et articulent une diversité de pratiques reposant sur les principes de l'agroécologie. Par exemple, la maximisation dans l'espace et dans le temps de la couverture des sols par un couvert végétal vivant ou des résidus des cultures précédentes (mulch) est un objectif majeur visant la restauration ou l'entretien de la fertilité globale des sols.

L'agroécologie repose en particulier sur la diversification des espèces végétales par la rotation des cultures, l'insertion de légumineuses, trop peu présentes dans les systèmes conventionnels, ou encore l'association d'espèces. L'ensemble de ces stratégies se raisonne en considérant les successions des cultures de rente (espèces végétales destinées à la commercialisation ou à l'autoconsommation) en interaction avec les plantes de services (espèces végétales à vocation écosystémique) insérées durant les périodes d'interculture ou en association avec les cultures de rente. La réduction

Encadré 8.1. ACS et irrigation en région méditerranéenne

L'agriculture de conservation des sols (ACS) se caractérise par une couverture permanente des sols, l'absence de travail du sol et une rotation diversifiée. Elle peut potentiellement répondre à de nombreux enjeux (augmentation de la matière organique, lutte contre l'érosion, économies d'eau, etc.). Du fait d'un régime hydrique souvent contraint, sa mise en œuvre dans le bassin méditerranéen reste compliquée. Depuis 2013, des essais en région Paca (essais d'Arvalis à Oraison — voir Marguerie, 2023 — et au lycée agricole de Valabre) et Occitanie (INRAE Montpellier à Lavalette)* visent à mettre au point des itinéraires techniques adaptés aux conditions locales et à évaluer leurs performances et les services rendus à court et à long terme. Si la mise en œuvre de l'ACS en grandes cultures n'est pas conditionnée à la présence d'irrigation, cette dernière représente un levier important pour en sécuriser sa réussite en conditions méditerranéennes.

En effet, sans irrigation, la diversification vers des cultures d'été reste limitée dans le Sud-Est. Cela conduit à une prédominance de cultures d'hiver, ce qui augmente les difficultés liées à la gestion des adventices sans travail du sol. Pour la même raison, le semis de couverts végétaux estivaux post-moisson est très hasardeux, avec une réussite en moyenne deux années sur dix. En culture pluviale, la couverture estivale des sols se limite donc au mulch ou au redémarrage de couverts semi-permanents implantés au préalable dans les cultures de rente, en ayant maîtrisé leur développement pour minimiser leur effet concurrentiel.

Par ailleurs, la présence de couverts d'interculture en fin d'hiver ou début du printemps peut engendrer un risque de pénalisation du bilan hydrique (10 à 15 mm par tonne de matière sèche en comparaison à un sol nu), et donc impacter les cultures de rente. Des expérimentations sont en cours pour optimiser la gestion de l'enchaînement couverts-cultures (dates de destruction des couverts et de semis des cultures, choix des espèces du couvert et gestion de l'irrigation) dans le but de mieux prendre en compte ces risques et d'améliorer la gestion hydrique.

L'irrigation se révèle donc un levier important pour améliorer la performance des systèmes céréaliers du sud-est de la France, indépendamment du mode de production, en particulier sur les niveaux de production et de rentabilité des cultures. Concernant les objectifs de l'ACS en termes de services rendus, notamment d'amélioration de la fertilité des sols, les résultats des essais d'Oraison démontrent que l'irrigation, en particulier durant la période estivale, accélère les bénéfices attendus, en particulier sur le stockage de carbone dans les sols (restitutions importantes de biomasses par des maïs ou des sorghos) et de la biodiversité (abondance des vers de terre, des carabes et des araignées).

L'irrigation peut donc, en système céréalier méditerranéen, être vue comme un facilitateur de mise en œuvre de l'ACS, sans toutefois en être la condition *sine qua non*. La réussite de l'ACS réside avant tout dans la mise au point d'itinéraires techniques adaptés à chaque contexte pédoclimatique et économique de production.

* Gestion quantitative de l'eau d'irrigation en ACS sous conditions méditerranéennes - Juan-David Dominguez-Bohorquez (g-eau.fr).

forte, voire la suppression dans certaines situations, du travail du sol est également un levier efficace pour limiter les perturbations mécaniques sur les sols, favoriser la présence d'une biodiversité édaphique diversifiée et abondante, remplissant de nombreuses fonctions écosystémiques, ou encore pour limiter significativement les risques d'érosion (voir encadré 8.1).

Encadré 8.2. Le programme BAG'AGES en quelques mots

Le programme BAG'AGES (Bassin Adour-Garonne : quelles performances des pratiques agroécologiques ?) est un programme de recherche multi-partenarial, conduit de 2016 à 2021, cofinancé par l'agence de l'eau Adour-Garonne et la région Occitanie et coordonné par INRAE. Il visait à évaluer les effets de systèmes de culture mobilisant les principes de l'agroécologie sur la qualité de l'eau et des milieux. Il s'articulait autour de trois échelles de travail :

- la parcelle agricole, pour caractériser les effets biophysiques de différents systèmes de culture, avec notamment des comparaisons entre systèmes mobilisant un travail du sol important (labours réguliers) et des systèmes en ACS (voir encadré 8.1);
- le bassin-versant, pour étudier les conséquences d'un déploiement spatial de pratiques agroécologiques sur les flux d'eau, avec un focus particulier sur les cultures intermédiaires. À cette échelle spatiale, le projet visait également à développer une méthodologie de quantification des biomasses des cultures intermédiaires, en mobilisant des approches de télédétection ;
- l'exploitation agricole, pour quantifier les performances technico-économiques et sociales liées à la mise en œuvre de ces différents systèmes de culture.

Le projet a permis de mettre en évidence des effets positifs de l'agriculture de conservation sur :

- les capacités de rétention en eau des sols, avec des augmentations de la taille du réservoir utilisable de +10 à +15 % selon les systèmes et les types de sol ;
- les capacités d'infiltration qui sont plus élevées (de 2 à 5 fois supérieures) et plus stables dans le temps que dans des systèmes régulièrement travaillés par un labour ;
- le risque de drainage vers les nappes qui est réduit de 15 à 60 mm/an, notamment du fait de la présence de cultures intermédiaires (transpiration végétale sur une période plus longue comparativement à des sols nus).

À l'échelle du bassin-versant, les travaux de modélisation soulignent que la généralisation de l'utilisation des cultures intermédiaires permet bien de réduire efficacement les fuites de nitrates et de limiter l'érosion et ne semble pas réduire significativement les débits à l'exutoire. Enfin, d'un point de vue des performances économiques, les systèmes mobilisant, à des degrés divers, des pratiques agroécologiques ont une rentabilité équivalente aux systèmes conventionnels, mais rendent davantage de services écosystémiques (non rémunérés à ce jour). Les résultats soulignent également la nécessité d'un apprentissage de la mise en œuvre de ces pratiques pour qu'elles ne génèrent pas une diminution des performances économiques, cette phase de transition étant souvent associée à une évolution des propriétés du milieu et notamment à l'amélioration de la fertilité physique, chimique et biologique des sols.

La combinaison de ces différentes pratiques aboutit à des synergies d'effets permettant une amélioration globale du fonctionnement hydrique des sols. Cette amélioration est le fruit de meilleures capacités d'infiltration, en lien avec la protection de la surface des sols et le maintien d'une bioporosité (galeries, racines) hydrauliquement active, l'enrichissement en carbone des horizons de surface stabilisant les agrégats ou encore une rétention d'eau sensiblement accrue, en particulier grâce aux matières organiques restituées aux sols (voir encadré 8.2). Pour que l'expression de ces fonctions et services soit optimale et qu'une restauration des fonctions dégradées par des années de gestion conventionnelle s'opère lors de cette transition agroécologique, il apparaît indispensable de fixer des objectifs ambitieux de restitution de biomasse végétale aux sols, de l'ordre de plusieurs tonnes de matière sèche par hectare et par an. Aussi, dans de nombreux contextes agricoles, l'atteinte de ces objectifs, et donc l'enclenchement d'une dynamique de restauration d'un fonctionnement agroécologique des systèmes, reste conditionnée à une production élevée de biomasse à restituer au sol, permise par une alimentation hydrique suffisante, qu'elle provienne de la pluie ou de l'irrigation. La question de la disponibilité de la ressource en eau est donc cruciale.

À quelles conditions l'irrigation peut-elle constituer un levier pour l'agroécologie ?

En agriculture conventionnelle, l'irrigation est généralement utilisée pour accroître les rendements des cultures de rente ou les maintenir malgré les aléas climatiques. L'irrigation est aussi un facteur d'intensification : en levant les contraintes dues au manque d'eau, elle permet de valoriser les apports en fertilisants et autres intrants. Ces caractéristiques sont intéressantes pour améliorer la sécurité alimentaire. Néanmoins, le recours généralisé aux intrants de synthèse en agriculture conventionnelle, voire leur utilisation excessive, confèrent à l'irrigation un caractère polluant. Aussi, elle est rarement vue comme une pratique mobilisée et mobilisable dans une démarche agroécologique.

Pourtant, l'irrigation peut être utilisée avec parcimonie, de manière à améliorer l'efficacité de l'utilisation des ressources. Cela passe par la prise en compte de l'état hydrique des sols, par la mobilisation d'un matériel adapté, et surtout par une révision de l'objectif qui lui est assigné en visant à stabiliser les rendements plutôt qu'à atteindre chaque année des valeurs maximales. Cette irrigation de sécurité peut ainsi conduire à des économies d'eau (voir chapitre 7) et ne constitue pas un facteur d'augmentation des autres intrants, sources de pollution. En améliorant l'efficacité du système, elle constitue un premier pas de transition vers les systèmes agroécologiques.

L'irrigation peut avoir un rôle plus important encore dans cette démarche. En effet, plutôt que de l'optimiser sur les seuls critères conventionnels de production et de réduction des coûts, il devrait être possible de prendre en compte des critères de

capacité à accroître les services écosystémiques, pour donner à l'irrigation un rôle dans l'amélioration (en s'appuyant sur les logiques de substitution ou d'efficacité de l'utilisation des intrants) et la re-conception des systèmes. Elle ne devrait pas se contenter d'assurer son rôle de service d'approvisionnement, mais aussi permettre la régulation et le soutien dans une perspective multiservice.

Pour le service de régulation, on peut par exemple mentionner le cas des systèmes maraîchers où l'irrigation peut être mobilisée pour favoriser le développement des auxiliaires de culture, en permettant le développement de plantes de services hôtes ou d'un microclimat humide favorable à leur développement (voir encadré 8.3). Pour le service de soutien, on peut citer le fait que l'irrigation participe au maintien de la minéralisation en période estivale. Enfin, du fait des infrastructures mises en place (canaux, réservoirs), elle favorise aussi le développement de la biodiversité.

Encadré 8.3. Vers des systèmes maraîchers irrigués sous abri agroécologique

Les systèmes de culture maraîchers sous abri sont définis ici comme les systèmes produisant des légumes destinés de manière dominante à la consommation en frais et cultivés en sol dans des abris non chauffés qui peuvent être des tunnels plastiques hauts ou des serres multi-chapelles en verre ou en plastique. Ces systèmes, qui dépendent entièrement de l'eau d'irrigation, se caractérisent par un usage intensif, en fréquence et en quantité, de la ressource en eau, en raison de plusieurs facteurs combinés exposés ci-dessous. Notons cependant que cet usage est à mettre en regard, d'une part, des faibles surfaces consacrées au maraîchage sous abri comparés aux autres productions agricoles et, d'autre part, des modes d'irrigation de précision utilisés (goutte-à-goutte, micro-aspersion, brumisation).

L'usage intensif de la ressource en eau en maraîchage sous abri est lié aux caractéristiques de ces systèmes et des cultures mises en place. Ainsi, parmi les cultures maraîchères les plus présentes sous abri figurent des cultures à hauts niveaux de biomasse produite par unité de surface (ex : tomate, concombre), mais aussi des cultures à cycles très courts et à enracinement superficiel (ex : salade). De plus, les cycles de ces cultures permettent d'en enchaîner plusieurs au cours d'une année sur une même parcelle. Enfin, l'eau contribue par ailleurs non seulement à l'élaboration du rendement brut de ces cultures, mais aussi à l'élaboration du rendement commercialisable. En effet, une plante qui transpire trop ou pas assez développe des désordres physiologiques qui se traduisent par des dégâts sur les produits récoltés, induisant un risque élevé de les rendre non commercialisables, d'autant que les critères de qualité (calibre et qualité visuelle notamment) demandés par les opérateurs de commercialisation dominants sont très stricts. Les nécroses apicales ou encore les fentes sur les tomates sont ainsi liées à des flux d'eau irréguliers dans la plante. Les nécroses marginales des feuilles de salade peuvent, elles, être causées par une transpiration insuffisante.

Encadré 8.3. (suite)

Au-delà du service d'approvisionnement, l'eau d'irrigation contribue à plusieurs services de régulation dans les systèmes maraîchers sous abri. Tout d'abord, elle joue un rôle dans la régulation du climat sous l'abri. Une hygrométrie ambiante stable permet de maintenir une transpiration des plantes régulière et d'éviter le développement des désordres physiologiques cités ci-dessus. Face au changement climatique et à l'augmentation des températures moyennes et de la fréquence des épisodes caniculaires, un recours accru à l'irrigation pour faire baisser les températures sous l'abri et améliorer ainsi le confort des plantes, comme des travailleurs, est à prévoir.

L'eau d'irrigation contribue aussi plus largement à la régulation des bioagresseurs. Une hausse de l'hygrométrie ambiante (par aspersion ou brumisation) est en effet défavorable à certains prédateurs (acaréens tétraniques, thrips) et favorable à certaines populations d'insectes auxiliaires. Lors de la mise en œuvre de ce levier, un compromis doit cependant être recherché avec la gestion des autres bioagresseurs (pathogènes fongiques, mollusques, adventices, etc.) pour éviter leur développement. L'eau d'irrigation est aussi nécessaire à la mise en œuvre de la solarisation : pratique agronomique visant à détruire les populations de bioagresseurs telluriques dans les couches superficielles du sol (jusqu'à 30 cm) par une montée en température *via* un apport d'eau conséquent, la mise en place d'une bâche plastique transparente et la fermeture des ouvrants de l'abri lors de fortes chaleurs. Enfin, l'eau d'irrigation permet l'implantation de diverses plantes de service dans et en dehors des abris. Certaines visent, par exemple à attirer des insectes auxiliaires des cultures et contribuent ainsi à la régulation des populations d'insectes ravageurs. D'autres, plantées en interculture, contribuent largement au maintien ou à l'amélioration de la santé globale des sols : structuration physique par les systèmes racinaires, maintien ou augmentation des teneurs en matières organiques, capacité à capter l'azote du sol pour le restituer à la culture suivante, etc.

Le recours à l'eau d'irrigation est donc incontournable pour mettre en œuvre des systèmes maraîchers agroécologiques. En revanche, ces systèmes et le pilotage de l'irrigation peuvent encore être améliorés, voire repensés, pour trouver des compromis entre les différents services visés et pour identifier des stratégies d'usage sobre de la ressource.

Au-delà de la parcelle et de l'exploitation agricole, l'agroécologie vise à promouvoir des systèmes alimentaires viables et respectueux des hommes et de leur environnement. En particulier, s'appuyant sur les principes de l'économie circulaire, elle invite à développer les circuits courts et de proximité. Là encore l'irrigation peut jouer un rôle essentiel. Elle est en effet souvent une clé de diversification des productions alimentaires, car elle est nécessaire pour un large éventail de cultures dans de nombreuses régions du monde (en particulier pour les légumes et les fruits qui contribuent à fournir aux êtres humains des régimes alimentaires diversifiés et nutritifs). L'accès à l'irrigation

sur les territoires, qui dépend des ressources hydriques présentes et de leur dynamique temporelle, et le type d'équipement utilisé peuvent donc être cruciaux pour y développer des réseaux alimentaires locaux et diversifiés.

Mettant de côté l'idée que l'irrigation n'est qu'un facteur de production, l'agroécologie pourrait intégrer une irrigation multiservice qui favorise la diversification des cultures et l'activation des services écosystémiques. Nous la définissons donc ici comme une pratique qui vise non seulement à soutenir la production de biomasse, mais aussi à permettre ou à améliorer les fonctions de l'écosystème nécessaires à une production alimentaire durable. Elle repose sur l'interaction entre le fonctionnement du système d'irrigation, y compris sa configuration, son contrôle et son dosage, et les pratiques dites agroécologiques, afin d'activer les fonctions écologiques du sol et des plantes et de fournir des services écosystémiques de différentes natures. La mise en œuvre d'une irrigation multiservice pour les systèmes agroécologiques nécessitera de repenser ces systèmes d'irrigation, dans toutes leurs composantes, y compris les structures de gouvernance. Elle devra également être pensée et évaluée à différentes échelles spatiales. Ce n'est pas une justification de l'irrigation, mais plutôt une façon de la pratiquer judicieusement qui ouvre de nombreuses questions de recherche et de développement. Des études pourraient être menées pour comprendre plus précisément les processus biotiques et abiotiques à l'œuvre au niveau des parcelles, pour évaluer les impacts et les conditions de son adoption à différents niveaux (exploitations agricoles, territoires et systèmes alimentaires) tant en termes biophysiques (utilisation des ressources en eau, production agricole) que de travail ou d'infrastructures par exemple. Des travaux pourraient également être conduits pour concevoir des politiques publiques et des méthodes participatives permettant d'accompagner la transition agroécologique des systèmes irrigués. Ce concept d'irrigation multiservice, proposé par la recherche (Leauthaud et Leenhardt, à paraître), est un véritable changement de paradigme dans la façon de penser cette question. Son émergence dans l'arène des chercheurs a nécessité le rapprochement entre des disciplines et chercheurs travaillant souvent côte à côte sans se croiser (Leauthaud *et al.*, 2025) et est le fruit d'un processus de changement de posture. Son avènement dans le milieu agricole nécessitera là aussi des changements de posture, qui devront être accompagnés par un travail d'apprentissage par et avec l'ensemble de la société, et soutenus par les politiques publiques.

Quelles politiques publiques promouvoir pour favoriser une irrigation multiservice ?

Plusieurs instruments de politiques publiques destinés à inciter les agriculteurs à des pratiques agroécologiques, tout au moins des pratiques plus respectueuses de l'environnement, existent au travers de la PAC, mais également de paiements pour services écosystémiques ou environnementaux. Ces instruments sont la plupart du temps à objectif ou moyen unique : ne plus laisser de sols nus, favoriser la diversification des

cultures, économiser l'eau, réduire les intrants, maintenir ou implanter des haies, etc. Or, les pratiques agroécologiques peuvent bénéficier non seulement à celui qui les met en œuvre (l'agriculteur), mais aussi à la collectivité dans son ensemble à divers titres : stockage de carbone dans le sol, réduction de gaz à effet de serre, limitation du ruissellement, donc de l'érosion et de l'intensité des inondations, réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires, et donc de la pollution de l'eau et des sols, réduction des besoins en eau d'irrigation, amélioration de la biodiversité et de la fertilité des sols.

Du point de vue de l'agriculteur, l'intérêt financier associé à ces changements de pratiques est plus incertain. Il peut, selon les cas, être bénéficiaire ou y perdre, notamment à court ou moyen terme. Cela dépend des variations relatives (avant et après la transition) de rendement des productions et des charges en produits phytosanitaires, eau, carburant, électricité, main-d'œuvre, investissements, etc. Cela est également lié à l'opportunité de faire reconnaître par le marché ces pratiques plus vertueuses au travers d'une hausse du prix de vente de ses productions (labels et autres signes distinctifs de « qualité »).

Si ces pratiques sont souhaitables lorsque l'on se place du point de vue de la collectivité (c'est-à-dire du point de vue de l'intérêt général), mais qu'elles ne sont financièrement pas rentables pour l'agriculteur, se pose la question de l'élaboration d'un instrument de politique publique pour accompagner le changement, c'est-à-dire permettant de compenser financièrement les pertes subies par l'agriculteur ou de rémunérer ses efforts supplémentaires. Ces instruments sont connus : cela peut être des aides à l'investissement ou des mesures de soutien du revenu, bien que ces dernières soient difficiles à calibrer en termes de montant, de durée de versement et de fixité/dégressivité dans le temps.

Il peut aussi exister des situations où les pratiques agroécologiques sont préférables, quel que soit le point de vue (celui de l'intérêt général ou celui de l'agriculteur). Dans ces cas-là, les instruments à privilégier sont plutôt la formation, l'information, l'animation de réseaux d'échanges et, éventuellement, un accompagnement des filières lorsque ces dernières constituent le maillon faible en termes de débouchés des productions.

La question de l'irrigation dans la définition de ces instruments de politique publique est essentielle. Si elle est par nature consommatrice d'eau (et d'énergie), et agit donc sur les déséquilibres quantitatifs, elle facilite par ailleurs, comme on l'a vu plus haut, la diversification des cultures, l'efficacité d'utilisation des engrais, la croissance des cultures de service et peut donc améliorer ou accélérer les services rendus par les pratiques agroécologiques. À court terme, cela peut demander plus d'eau d'irrigation, allant à l'encontre d'objectifs de gestion équilibrée de la ressource, mais pour produire des bénéfices environnementaux : augmentation du stockage de carbone, limitation de l'érosion, des émissions de gaz à effet de serre et des pollutions et maîtrise de la consommation en eau d'irrigation à plus long terme.

Accompagner les transitions vers des pratiques agroécologiques, qui plus est en système irrigué, nécessite donc des évaluations complexes des coûts et bénéfices supportés par la collectivité et par les agriculteurs qui mettent en œuvre ces transitions. Au-delà de cette complexité, et donc d'élaboration d'instruments de politiques publiques, se pose la question de la définition d'instruments pluri-institutionnels. À chaque service environnemental produit correspond un ou des bénéficiaires et généralement une institution ayant pour mission d'inciter à sa production : les agences de l'eau pour la gestion quantitative et qualitative de l'eau, l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) pour le stockage de carbone et la réduction des gaz à effet de serre, l'OFB pour la biodiversité, les collectivités locales pour l'érosion, etc. À l'heure où la profession agricole réclame des simplifications administratives, il serait souhaitable d'élaborer des instruments intégrés à toutes ces institutions.

En fin de compte, l'enjeu pour les acteurs publics est d'arriver à des mécanismes de partage de la ressource en eau qui parviennent à la fois à juguler la croissance des surfaces irriguées et à favoriser la transition agroécologique. Cela pourrait passer par le fait de réserver les prélèvements d'irrigation aux acteurs qui participent à la transition agroécologique du système alimentaire, par exemple par une commercialisation en circuits de proximité favorisant la souveraineté alimentaire ou par l'adoption de pratiques agroécologiques à la parcelle.

Conclusion

Ce chapitre souligne que l'irrigation peut jouer un rôle crucial dans la transition agroécologique des systèmes agricoles, dès lors qu'il s'agit d'une irrigation multiservice qui facilite la diversification des cultures et développe ou améliore les services écosystémiques. Elle est définie comme une irrigation qui renforce les processus et les fonctions écologiques des sols et des plantes, consolidant ainsi les pratiques et les systèmes agroécologiques. Les politiques publiques doivent promouvoir cette approche multiservice pour soutenir la transition agroécologique et garantir la durabilité des systèmes agricoles et un usage agricole de l'eau au service de la collectivité, en incluant notamment des instruments pour compenser les pertes financières ou récompenser les efforts supplémentaires pour les pratiques agroécologiques qui ne seraient pas rentables à court terme pour les agriculteurs. L'irrigation multiservice n'est toutefois pas une solution miracle à la question du partage de la ressource en eau : elle doit être adoptée en complément de (et secondairement aux) pratiques agroécologiques qui en elles-mêmes contribuent à éviter, ou minimisent, le recours à l'irrigation (choix de variétés et cultures moins gourmandes en eau, aménagement du paysage pour mieux retenir l'eau, agroforesterie pour limiter l'ensoleillement, etc.) et ne pas être une excuse pour relâcher les efforts sur la nécessité de diminuer les surfaces irriguées.

Références bibliographiques

- FAO, 2021. L'État des ressources en terres et en eau pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde. Des systèmes au bord de la rupture, Rome, 93 p., <https://doi.org/10.4060/cb7654fr>.
- Leauthaud C., Leenhardt D., (à paraître). Towards multiservice irrigation for an agroecological future.
- Leauthaud C., Ameur F., Leenhardt D., 2025. Irrigation and agroecology: a scientific mismatch? A literature review, *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 1-28.
- Marguerie M., 2023. Des clés pour réussir l'agriculture de conservation des sols, *Perspectives agricoles*, 511.

9. Quelle place pour les ouvrages de stockage de l'eau dans la trajectoire des territoires ?

Nadia Carluer, Marielle Montginoul, Claire Magand,
Jérôme Belliard, Pierre Boyer, Nelly Chateau, Renaud Dumas,
Florence Habets, Delphine Leenhardt, Béatrice Leblanc,
Julien Tournebize, Sabine Sauvage

Rétablir l'équilibre entre offre et demande en eau sur un bassin-versant peut s'appuyer essentiellement sur deux leviers : d'une part une diminution des besoins, obtenue par des évolutions systémiques ou techniques favorisant la sobriété (chapitre 7) ou par l'abandon de certains usages ; d'autre part un accroissement de l'offre, grâce à des transferts d'eau entre bassins ou à des prélèvements accrus au sein du bassin-versant, sous réserve que les ressources en eau y soient suffisantes. L'aménagement de nouvelles infrastructures de stockage (ici appelées retenues) relève de ce deuxième levier. Ce chapitre aborde les conditions environnementales et socio-économiques à considérer pour que l'aménagement de tels ouvrages puisse être envisagé.

Ces aménagements, de taille très variable, ont largement été mis en place en France dans le passé pour différents usages : alimentation en eau potable, loisirs, pêche, lutte contre les incendies, protection contre les crues, hydroélectricité. Les créations actuelles de retenues, quant à elles, sont en majorité destinées à l'irrigation ou à des usages multiples l'incluant. Ce chapitre se concentre donc sur ces nouveaux ouvrages de stockage, principalement de surface, construits au moins pour partie pour l'agriculture irriguée. Les ouvrages de stockage souterrain, effectué *via* des bassins d'infiltration ou de recharge dirigée, font partie des mesures encouragées par le Plan eau 2023¹, mais ne seront pas abordés dans ce chapitre.

Une première partie présente les principaux impacts induits par la présence de retenues sur un bassin-versant. Elle aborde également les leviers envisageables pour limiter ces impacts, que ce soit au niveau de la gestion de ces ouvrages ou de leur aménagement, y compris pour les retenues déjà existantes. Elle rappelle enfin quelques points qui mériteraient des données ou connaissances complémentaires pour mieux les quantifier.

La deuxième partie aborde la démarche de concertation et les évaluations, environnementales et économiques, à mener à l'échelle d'un bassin-versant avant d'y construire des retenues, en complément du chapitre 4. Après un rappel du contexte

1. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/MAR2023_DP-PLAN%20EAU__BAT%20%281%29_en%20pdf%20rendu%20accessible.pdf.

réglementaire dans lequel s'inscrit la création de nouvelles retenues, les spécificités liées au stockage de l'eau qu'il paraît nécessaire de considérer dans les concertations seront évoquées.

La troisième et dernière partie revient, sous forme de discussion, sur des éléments qui semblent essentiels à considérer avant d'envisager l'accroissement de la capacité de stockage sur un bassin-versant, et examine quelles conditions seraient nécessaires pour qu'il puisse constituer un levier pour favoriser la transition agroécologique sur un territoire. Il convient toutefois de garder à l'esprit que le sixième rapport du Giec (IPCC, 2022) souligne que l'efficacité de la plupart des options d'adaptation liées à l'eau pour réduire les risques prévus (y compris un recours accru à l'irrigation) décroît avec un réchauffement accru. C'est un ensemble de solutions complémentaires qui devra être mis en œuvre, incluant l'agroécologie, l'agroforesterie, l'amélioration variétale, la diversification des exploitations et des paysages et l'agriculture urbaine, solutions qui offrent par ailleurs de nombreux services écosystémiques.

Des retenues ayant toujours des effets sur le milieu aquatique

Un état de l'art de la littérature scientifique internationale sur l'impact cumulé des retenues (Carlier *et al.*, 2017) a mis en évidence que stocker de l'eau a toujours un impact sur le milieu aquatique. Ainsi, à l'échelle d'un bassin-versant, à la fois le comportement hydrologique (tant au niveau des cours d'eau que des nappes), l'hydromorphologie du cours d'eau (transport solide et évolution du lit), la qualité physico-chimique de l'eau (teneur en nutriments et température notamment) et le fonctionnement écologique du cours d'eau (composition des communautés vivantes et processus qui en dépendent) sont affectés par la présence de retenues. Toutefois, quantifier ces impacts dans un contexte spécifique reste difficile, car un grand nombre de processus, interagissant dynamiquement dans le temps et l'espace, sont à prendre en compte.

Les effets d'une retenue isolée sur le milieu aquatique dépendent à la fois : 1) des flux qu'elle reçoit, et donc des caractéristiques de son bassin d'alimentation — surface drainée, pente, occupation du sol et pratiques agricoles, climat, géologie, pédologie, etc. —, 2) de ses caractéristiques propres — volume, surface, mode de connexion au cours d'eau (cf. encadré 9.1), mode de gestion —, et 3) des caractéristiques du milieu récepteur quand il y a restitution — débits et caractéristiques physico-chimiques des flux restitués par rapport à ceux du cours d'eau récepteur, présence d'affluents à l'aval, caractéristiques du lit mineur. La déclinaison de ces différentes composantes conduit à une grande variété de situations. De façon générale toutefois, on peut retenir qu'une retenue constitue une perte d'eau pour le milieu aquatique, en créant une zone d'évaporation constante et par les prélèvements éventuels auxquels l'eau stockée est soumise. Elle induit toujours une modification du régime hydrologique du cours d'eau, en alternant périodes de stockage et de restitution (quand il y en a). Une retenue représente également toujours un piège pour le transport solide, notamment pour sa fraction grossière.

Encadré 9.1. Typologie des retenues selon leur mode d'alimentation.
Quelques définitions

Le mode d'alimentation des ouvrages de stockage de l'eau détermine pour partie la nature des impacts qu'ils peuvent avoir sur le milieu aquatique, ce qui a conduit à proposer une typologie des retenues basée sur ce critère. Elle a été reprise et enrichie (en intégrant également les modes de restitution de l'eau au milieu) dans le guide méthodologique proposé par l'OFB pour évaluer l'impact cumulé des retenues sur un bassin-versant (Bellot *et al.*, 2017). Il convient, pour la compléter, de distinguer également l'usage qui est fait de l'eau, notamment si elle est consommée (par les cultures ou les humains, par exemple pour l'irrigation ou l'eau potable) ou non (pêche, loisirs) ou si elle est stockée pour être restituée plus tard au cours d'eau (réalimentation pour le soutien d'étiage, hydroélectricité) (Arambourou *et al.*, 2024). La réglementation relative aux retenues les distingue également selon leur mode de connexion au milieu aquatique même si, dans la réalité, les retenues peuvent avoir des modes d'alimentation mixtes.

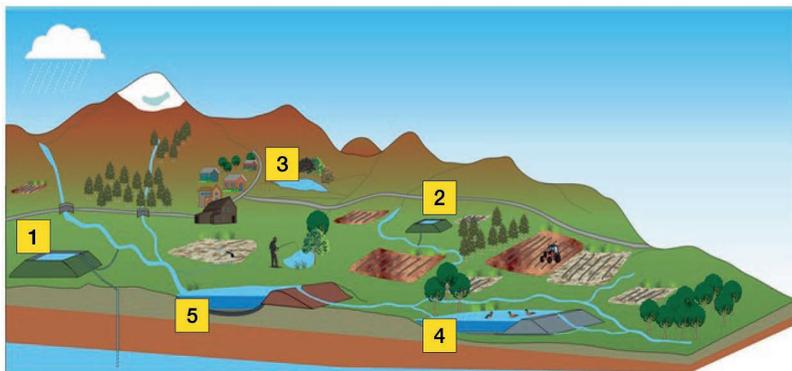
On distingue ainsi essentiellement cinq types de retenues, en fonction de leur position par rapport au cours d'eau et de leur mode de remplissage (figure 9.1). On considère parfois qu'une retenue stocke l'eau qui s'écoule de façon gravitaire, alors qu'une réserve est remplie par pompage.

(1) Réserve alimentée par pompage dans la nappe : déconnectée du réseau hydrographique superficiel. C'est ce type de réserve, quand le volume en est élevé (plusieurs centaines de milliers de mètres cubes), qui est usuellement désigné par le terme de « mégabassine ».

(2) Réserve alimentée par pompage dans la rivière : également déconnectée du réseau hydrographique superficiel.

(3) Retenue collinaire : alimentée par ruissellement ou écoulements directement issus de parcelles drainées, et située hors du réseau hydrographique. Attention,

Figure 9.1. Emplacement des retenues selon leur type d'alimentation. Source : F. Peyriguer (Irstea), d'après O. Douez (BRGM).



Encadré 9.1. (suite)

ces ouvrages souvent situés en fond de talweg sont parfois aménagés sur des sources ou drainent des nappes ou des zones humides : il s'agit alors de retenues en barrage sur cours d'eau (5).

(4) Retenue en dérivation : alimentée de façon gravitaire par la rivière, et théoriquement déconnectable de celle-ci hors période de remplissage. La déconnexion est toutefois rarement complète et souvent seule une partie des écoulements assure la continuité hydrologique du cours d'eau, parfois *via* une canalisation connectée en amont de la retenue.

(5) Retenue en barrage : située sur un cours d'eau. Ce type d'ouvrage est soumis à autorisation administrative et au respect d'un certain nombre de prescriptions, dont un débit minimum à restituer à l'aval immédiat de l'ouvrage ou encore un dispositif de continuité écologique (faune aquatique, sédiments).

Le terme de retenue de substitution peut s'appliquer à l'ensemble de ces ouvrages, car il ne dépend pas du mode d'alimentation : au sens strict*, la substitution consiste à remplacer des prélèvements en période d'étiage par des prélèvements en période de hautes eaux, supposés moins impactants pour l'écosystème aquatique (Cattanéo *et al.*, 2024), sans augmentation des volumes totaux prélevés.

* Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, 2012. *Guide juridique de construction de retenues*, 50 p : https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/publications/2012_03%20guide%20juridique_construction%20retenues.pdf.

La diminution conjointe des flux liquides et solides à l'aval peut, selon les cas, favoriser l'incision du lit du cours d'eau ou un colmatage, l'éloignant dans tous les cas de son profil à l'équilibre. Les conditions créées au sein de la retenue (passage d'un milieu lotique à un milieu lentique, temps de résidence de l'eau qui peut être important) peuvent favoriser la constitution de stocks de phosphore et les phénomènes d'eutrophisation, largement répandus. Elles peuvent aussi augmenter la rétention de sédiments et de pesticides (Bahi *et al.*, 2023) ou accélérer le processus d'élimination des nitrates, produisant du diazote N₂ ou du protoxyde d'azote N₂O (Tournebize *et al.*, 2015). La retenue module ainsi les caractéristiques physico-chimiques de l'eau restituée à l'aval, en particulier sa température. On constate également fréquemment l'implantation d'espèces animales ou végétales nouvelles, souvent exotiques et/ou invasives au sein des retenues et dans le cours d'eau (amont et aval). À l'aval, la modification des conditions environnementales dans le milieu aquatique entraîne une évolution des communautés aquatiques, avec une moindre richesse spécifique et un glissement vers des espèces lenticques. Selon son mode de connexion au cours d'eau, la retenue perturbe aussi les déplacements des espèces entre amont et aval, et peut ainsi induire des impacts écologiques à l'amont du cours d'eau.

Quand on passe à l'échelle du bassin-versant, c'est l'ensemble de ces processus et de leurs interactions, dans l'espace et dans le temps, qu'il faut prendre en compte pour appréhender l'impact cumulé des retenues sur le milieu aquatique. La diversité

des contextes fait qu'il est difficile d'énoncer des résultats généraux, au-delà de ceux énoncés pour les retenues prises isolément. Quelques éléments complémentaires ressortent toutefois : l'effet principal rapporté dans la littérature du point de vue de l'hydrologie est une diminution des volumes totaux écoulés, sous l'effet de l'évaporation et des prélèvements, le cas échéant. Elle peut aller jusqu'à 50 % les années sèches (Habets *et al.*, 2018), voire créer des assècs d'origine anthropique. La position des retenues dans le bassin-versant et leur mode de connexion au cours d'eau constituent un élément essentiel déterminant leur impact tant hydrologique qu'écologique. La modélisation apparaît comme une méthode privilégiée pour évaluer l'impact cumulé de retenues à l'échelle d'un bassin-versant (Joffre *et al.*, 2024). Dans des zones aménagées avec de nombreuses petites retenues, l'effet individuel de chaque retenue peut sembler marginal, mais leur cumul modifie profondément le fonctionnement hydrologique et biogéochimique du bassin-versant, ainsi que l'écologie du milieu aquatique. Compte tenu de ces éléments, certaines actions sont à préconiser pour limiter une partie des impacts liés à la présence de retenues sur un bassin-versant. Elles sont d'ailleurs encouragées pour la construction de nouvelles retenues, mais seraient onéreuses à mettre en œuvre pour l'ensemble des ouvrages déjà présents sur le territoire national, d'autant que nombre d'entre eux sont actuellement inutilisés et les acteurs difficilement mobilisables. Ainsi, favoriser les retenues en dérivation du cours d'eau et assurer le non-remplissage des retenues collinaires lors des événements pluvieux pendant la période d'étiage permet de limiter l'impact sur le régime hydrologique pendant la période la plus sensible pour le milieu aquatique et de maintenir une certaine continuité écologique pour les organismes aquatiques. Pour ce qui concerne le régime hydrologique, il a par exemple été estimé sur le bassin du Doux (Ardèche), où les ouvrages présents sont essentiellement des retenues collinaires ou des barrages sur cours d'eau, que le prélèvement total effectué par les retenues dépasse leur volume cumulé nominal. Les retenues collinaires se ré-emplissent en effet en période d'étiage lors d'épisodes pluvieux induisant des écoulements, et les retenues en barrages non équipées de débit réservé se ré-emplissent par alimentation des cours d'eau : un exemple extrême étant celui d'une retenue de 800 m³ se remplissant jusqu'à 8,75 fois par an, dont 7 fois en période estivale, soit jusqu'à 7 000 m³ par an (source : Syndicat mixte du bassin-versant du Doux et direction départementale de l'Ardèche).

Privilégier les retenues en dérivation ou assurer leur déconnexion en période d'étiage permet de limiter leur impact sur les cours d'eau (et de respecter la réglementation) à volume de stockage constant sur un bassin-versant. Toutefois, des connaissances et références manquent encore, ce qui incite à la prudence quant au fait de considérer que des ouvrages ainsi gérés pourraient n'avoir qu'un impact négligeable pour le milieu aquatique, affirmation parfois mise en avant pour promouvoir le développement de retenues de substitution. En particulier, l'impact des prélèvements de hautes eaux sur le régime hydrologique et les écosystèmes aquatiques reste encore mal connu (Cattanéo *et al.*, 2024). Peu d'études ont permis de quantifier l'impact de ces prélèvements en hautes eaux sur l'hydromorphologie du cours d'eau (maintien des débits

morphogènes, du décolmatage du lit des cours d'eau, de l'accès aux frayères) ou sur les cycles biologiques des espèces aquatiques, tant au niveau des débits que de la température de l'eau. De même, on ne sait actuellement qu'imparfaitement évaluer les effets des seuils de débit ou de niveau de nappe fixés pour autoriser les prélèvements dans la ressource et remplir des réserves. Ainsi, les effets d'une multiplication des retenues de substitution sont pour l'instant mal appréhendés. Par ailleurs, la déconnexion totale des retenues en période d'étiage risque de renforcer le processus d'eutrophisation en leur sein et pourrait compromettre certains usages par le développement de cyanobactéries, affectant l'usage de l'eau pour l'irrigation ou les loisirs, ou d'algues filamenteuses, entravant le pompage de l'eau. La reconnexion de ces ouvrages au cours d'eau à l'automne pourrait également avoir des effets négatifs sur l'écosystème aquatique, comme des épisodes d'hypoxie, voire d'anoxie, liés aux apports d'eau très chargée en matières organiques et plus chaude que celle de la rivière. De façon générale, il reste difficile de quantifier les impacts d'un ensemble de retenues sur le milieu aquatique, même en se limitant au seul régime hydrologique, qui gouverne pourtant largement les autres types d'impacts mentionnés plus haut.

La modélisation hydrologique, méthode privilégiée pour étudier ces impacts, se heurte en effet à un manque récurrent de données sur les caractéristiques des retenues, sur les modes de gestion pour certaines d'entre elles et sur les prélèvements qui y sont effectués, tant du point de vue de leur dynamique spatiale et temporelle que de leur cumul. Les données de débits, nécessaires pour valider les modèles, sont souvent peu disponibles sur les têtes de bassin-versant, où se concentrent les petites retenues. La présence de retenues sur un bassin pose par exemple des questions méthodologiques sur la façon de les représenter dans la modélisation : faut-il notamment représenter explicitement chaque retenue, ou bien une retenue virtuelle unique les regroupant toutes, ou encore avoir recours à une représentation de complexité intermédiaire ? Enfin, la lame évaporée, bien que représentant *a priori* un terme significatif du bilan hydrique des retenues, est encore mal connue.

En conclusion, on peut retenir que l'aménagement de retenues a toujours des impacts sur le milieu aquatique, qui peuvent être partiellement atténués par un mode de gestion ou des aménagements adaptés, et que des recherches sont encore nécessaires pour mieux cerner les impacts liés aux retenues remplies strictement en période de hautes eaux et déconnectées du milieu en période d'étiage.

Des projets de retenues devant tenir compte de leur intérêt pour la collectivité et donc à inscrire dans les démarches de concertation à l'échelle du bassin-versant

L'eau, comme cela a été décrit au chapitre 4, est un bien commun, érigé en « patrimoine commun de la nation » (article L210-1 du Code de l'environnement — Cenv dans la suite du texte). Mais elle est aussi une matière première appropriable par chacun

dans la limite des lois et règlements encadrant son usage, qui permet de valoriser un bien ou service, objet d'échange sur le marché. Stocker de l'eau est un acte qui induit des changements d'équilibre pour le milieu aquatique, comme cela a été noté dans la première partie de ce chapitre, mais aussi des changements d'équilibre dans les usages de l'eau du territoire intéressé. Décider du stockage de l'eau et de son utilisation, en particulier lorsque celle-ci est en quantité limitée, nécessite donc de considérer l'intérêt de réaliser ou non un tel ouvrage pour la collectivité, c'est-à-dire l'intérêt général, tout ou partie d'intérêts collectifs, et non pas les intérêts privés. La loi (article L.211-1 Cenv) privilégie *in fine* la conciliation équilibrée des usages dans l'intérêt général, ce que nous décrivons en premier. Nous présentons ensuite les étapes qui devraient être suivies pour définir cet intérêt général dans un contexte donné, le faire émerger et le garantir de façon satisfaisante.

■ La construction de retenues s'inscrit dans un double cadre légal et concerté

Tout d'abord, toute construction de nouvelle retenue² est encadrée au niveau réglementaire par la nomenclature loi sur l'eau, qui détermine son régime d'instruction (déclaration ou autorisation) selon notamment son dimensionnement³. Elle doit faire l'objet d'un document d'incidences⁴, qui peut prendre selon les cas la forme d'une étude d'impacts et a vocation à analyser l'ensemble des effets directs et indirects du projet sur les objectifs de gestion équilibrée et durable de la ressource en eau, notamment l'état des masses d'eau concernées. Ce document doit également être produit pour des travaux d'aménagement sur une retenue existante, en particulier lorsqu'elle a été réalisée historiquement sans évaluation environnementale. Une telle évaluation, à adapter au cas par cas, doit intégrer le cas échéant une analyse des effets cumulés du projet avec d'autres projets existants ou approuvés. Comme évoqué auparavant, l'évaluation de l'impact cumulé des retenues sur un bassin-versant constitue un exercice difficile, qu'il est souhaitable de mener à deux échelles emboîtées. Cela permet, d'une part, de considérer avec plus d'attention certaines zones du bassin (par exemple selon leur degré ou concentration d'aménagements en retenues, les enjeux qui s'y expriment, ou encore des caractéristiques agro-pédoclimatiques et hydrologiques contrastées), tout en ayant, d'autre part, une vision d'ensemble du fonctionnement du bassin (Bellot *et al.*, 2017). *In fine*, le projet devra au minimum être compatible avec l'encadrement éventuel des ouvrages de stockage tel que prescrit par le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) ou le schéma d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) du territoire intéressé (articles L212-1 et L212-5-2 Cenv), et conforme au

2. Le guide juridique sur la construction de retenues rappelle notamment le nécessaire respect de la rubrique 1.3.1.0 de l'article R214-1 sur les demandes de prélèvements de la ressource en eau, avec des seuils de déclaration et autorisation abaissés en zone de répartition des eaux.

3. Rubrique 3.2.3.0 de la nomenclature loi sur l'eau, article R214-1 Cenv.

4. Article R181-14 Cenv.

maintien ou à la restauration du bon état des eaux à l'échelle des masses d'eau intéressées (article L211-1 Cenv). Une telle démarche présente également l'intérêt d'une gouvernance de l'évaluation dépassant l'échelle des projets locaux considérés, ce qui rejoint le point suivant.

La demande de création de retenues s'inscrit le plus souvent sur des territoires présentant un déficit quantitatif de la ressource en eau, au moins en période d'étiage : c'est-à-dire que, compte tenu des usages de l'eau sur le bassin, les besoins du milieu ne sont pas couverts 8 années sur 10 comme ce devrait pourtant être le cas. La réglementation⁵ énonce les modalités de gestion quantitative de nature à tendre vers l'objectif d'un retour de ces bassins à l'équilibre quantitatif à l'horizon 2027. Elle explicite notamment la notion de volumes prélevables en période de basses eaux pour les usages anthropiques et celle de « volumes pouvant être disponibles pour les usages anthropiques » prélevés hors période de basses eaux, en tenant compte du régime hydrologique et dans le respect du bon fonctionnement des milieux aquatiques, en particulier pour les retenues de substitution. L'instruction ministérielle insiste sur le fait que les concertations territoriales sur les volumes prélevables, sur les volumes pouvant justifier un stockage, sur les autorisations uniques de prélèvement⁶ ou sur le programme de mesures de retour à l'équilibre quantitatif ne peuvent se dérouler que dans le cadre d'un Sage ou d'un projet de territoire pour la gestion de l'eau (PTGE). La création de nouvelles retenues devrait donc s'inscrire dans un cadre de concertation entre tous les usagers intéressés, les élus territoriaux et l'administration, d'autant que l'accompagnement financier des agences de l'eau ne s'applique, pour les retenues à vocation agricole, qu'aux ouvrages ou parties d'ouvrage correspondant à la substitution des volumes prélevés en période de hautes eaux ou en provenance d'autres masses d'eau, à des volumes prélevés à l'étiage. Pour les ouvrages multiusages toutefois (eau potable, soutien d'étiage, irrigation, etc.), les agences de l'eau peuvent éventuellement financer des parties d'ouvrage allant au-delà de la substitution, dans des conditions encadrées par le projet de territoire et dans le respect des enveloppes financières prévues par leur 12^e programme d'intervention.

■ La concertation s'appuie sur un diagnostic partagé qui présente des incertitudes

Un état des lieux des ressources en eau et des besoins actuels (usages et milieux aquatiques), ainsi que leurs évolutions conjointes dans le futur, incluant les évolutions

5. Instruction du 14 décembre 2023 relative à la mise en œuvre du décret 2021-795 du 23 juin 2021, relatif à la gestion quantitative de la ressource en eau et à la gestion des situations de crise liées à la sécheresse, et du décret 2022-1078 du 29 juillet 2022 relatif à la gestion quantitative de la ressource en dehors de la période de basses eaux.

6. L'autorisation unique de prélèvement définit chaque année le volume prélevable consacré aux activités agricoles et sa répartition entre volumes prélevés dans le milieu aquatique à l'étiage et volumes prélevés dans des stockages.

climatiques, doit être réalisé. Le diagnostic, permettant d'identifier les déséquilibres potentiels, doit ensuite être partagé entre les acteurs et intégré dans l'analyse coûts-avantages du programme d'actions.

Déterminer l'état initial de la ressource en eau présente sur un bassin-versant s'appuie sur une démarche de modélisation hydrologique qui s'attache à représenter le fonctionnement hydrologique actuel du bassin, ainsi que ce que serait l'hydrologie non influencée du bassin, c'est-à-dire non soumise aux actions anthropiques. Idéalement, cette modélisation devrait également inclure un volet biogéochimique, mais actuellement seul le volet hydro(géo)logique est considéré, qui présente déjà des difficultés méthodologiques. Parmi celles-ci, figure la prise en compte des retenues. En effet, l'influence significative qu'ont les diverses caractéristiques des retenues présentes dans un bassin-versant sur le milieu aquatique a été rappelée au début de ce chapitre. Pour être rigoureux, l'état des lieux doit s'appuyer sur ces informations, qui restent pourtant dans les faits le plus souvent partielles. L'inventaire national des plans d'eau⁷ (INPE) a permis de fournir un premier référentiel des plans d'eau en France. Il demande toutefois encore à être complété et enrichi des connaissances collectées localement pour ce qui concerne leur environnement proche (connectivité avec les milieux hydrographiques et les zones humides), leurs usages (volume et dynamique de prélèvements), leur situation réglementaire et leur gestion.

L'exercice de modélisation est inévitablement entaché d'incertitudes, exacerbées dans un bassin-versant supportant de nombreuses retenues, qui peuvent compliquer l'atteinte d'un consensus sur le diagnostic, tant pour la situation présente que pour les projections futures. Il importe pourtant d'expliquer et de communiquer ces incertitudes en même temps que les résultats de modélisation, sans que cela freine les actions. Il est également possible de réfléchir collectivement à mettre en place des suivis sur les zones à enjeux, pour réduire ces incertitudes et mieux contraindre ces modélisations.

■ Les analyses coûts-avantages permettent d'évaluer la pertinence pour la collectivité

Pour estimer l'opportunité de construire une retenue, il importe notamment de réaliser une analyse coûts-avantages, donc d'étudier si les avantages pour la collectivité l'emportent sur les coûts supportés. Les étapes de cette analyse (usuellement appelée analyse coûts-bénéfices) sont bien précisées par les économistes de l'environnement (Gauthier et Thibault, 1993) ou France Stratégie (Guesnerie, 2023), et sont reprises en les adaptant au cas des retenues de substitution dans un avis rendu par le conseil scientifique du comité de bassin Rhône-Méditerranée (2020). Elles sont détaillées ci-dessous.

Il faut tout d'abord bien définir le périmètre concerné et ses parties prenantes, ce qui peut être parfois complexe, car la ressource, au sens hydrologique, n'est pas aisément superposable au territoire, au sens socio-économique. Il est également nécessaire de

7. <https://geoservices.ign.fr/inpe>.

proposer un ou des scénarios alternatifs qui permettent de comparer l'intérêt du projet avec d'autres trajectoires. Ces scénarios doivent être construits de manière à représenter la ou les meilleure(s) trajectoire(s) qui serai(en)t à suivre si l'on ne construisait pas la retenue, et non pas le scénario tendanciel, sans adaptation, basé sur une simple extrapolation de la situation actuelle prenant en compte des conditions, notamment climatiques, futures.

Les coûts et les avantages liés à la construction de retenues doivent alors être identifiés et évalués monétairement, la monnaie servant d'unité de référence. Ces coûts et avantages ne s'exprimant pas au même moment, il convient, pour pouvoir les comparer, de les rapporter à une date donnée, généralement la date actuelle. Ceci est réalisé grâce à un taux d'actualisation, qui permet de représenter notre préférence pour le présent dans les décisions : plus ce taux est élevé, plus on préfère le présent au futur. Ainsi, un avantage de 1 euro dans 100 ans équivaut à un avantage de 14 centimes d'euros actuellement ($1/(1 + 0,02)^{100}$) lorsque le taux d'actualisation est de 2 %, contre 4 centimes si le taux est de 3,2 %⁸. Cela signifie donc que, dans ce dernier cas, on attribue autant de valeur à détenir 4 centimes actuellement qu'à 1 euro dans 100 ans. La différence de ces avantages avec les coûts actualisés constitue la valeur actuelle nette (VAN).

Ce sont l'ensemble des coûts et avantages actuels et futurs qui doivent ainsi être caractérisés : les coûts financiers (d'investissement, d'exploitation et de maintenance, voire de remise en état), mais également tous les coûts induits (par exemple liés à la destruction d'habitats et à la dégradation des écosystèmes aquatiques). Il en est de même pour les bénéfiques, directs (concernant les usagers de la retenue) et indirects (économie du territoire, de la filière, etc.). Ces coûts et avantages sont d'autant plus difficiles à évaluer, ou même à identifier, qu'ils sont indirects ou lointains dans le temps et que certains sont par nature difficilement monétarisables et pourtant essentiels, comme la biodiversité. De plus, ils dépendent souvent de facteurs externes (climat, économie, etc.). C'est pourquoi il est demandé de caractériser les incertitudes et d'estimer si elles remettent en cause les préconisations, c'est-à-dire d'examiner s'il est préférable, du point de vue de l'évaluation coûts-avantages, de mettre en œuvre la solution de stockage plutôt que de s'engager vers des solutions alternatives, et ce dans toutes les configurations. Il doit être ainsi tenu compte des projections climatiques et du risque potentiel de non-remplissage systématique des retenues. Le changement potentiel de comportement des usagers de la retenue doit également être estimé : les retenues de substitution transforment un flux en stock, apportant une assurance à disposer d'eau, alors qu'auparavant ces usagers étaient soumis aux restrictions d'eau. Leur comportement peut alors évoluer, en optant par exemple pour des cultures à haute valeur ajoutée qui dépendent d'un accès certain à l'eau, provoquant alors un effet rebond qui se traduit par une demande accrue d'accès à l'eau.

8. Taux préconisé le 24 juin 2021 (Guesnerie, 2023) (<https://www.strategie.gouv.fr/publications/guide-de-levaluation-socioeconomique-investissements-publics>).

Il est aussi préconisé d'adjoindre à la VAN des informations sur les effets quantifiés non monétarisés (par exemple, nombre d'hectares artificialisés), voire sur les effets qualitatifs (« destruction d'habitats protégés », Guesnerie, 2023).

■ Les modalités de financement des nouvelles retenues pourraient renforcer leur intérêt pour la collectivité

Les analyses économiques, comme nous venons de le mentionner, comportent beaucoup d'incertitudes. Par ailleurs, la construction d'une infrastructure, quelle qu'elle soit, revêt un niveau plus ou moins élevé d'irréversibilité. Il importe donc de discuter ces projets dans le cadre de démarches de concertation à l'échelle du bassin-versant et ainsi de statuer sur le caractère souhaitable de la construction de la retenue, du point de vue de l'intérêt général (incluant le fonctionnement des écosystèmes — article 1247 du Code civil) et non pas des seuls intérêts privés (figure 9.2).

Figure 9.2. Stratégie d'accompagnement des investissements collectifs selon l'intérêt général et les intérêts privés. Source : Loubier (2024).

		Points de vue privés = Analyse financière	
		Rentable	Non rentable
Point de vue de l'intérêt général = Analyse économique	Souhaitable	Réalisable (cas 1)	À aider (cas 2)
	Non souhaitable	À dissuader (cas 3)	Non réalisable (cas 4)

Une fois l'intérêt collectif de la retenue confirmé, il importe de statuer (collectivement encore) sur son financement (Départements de France, 2025). Ce dernier devrait tenir compte du consentement à payer des entités bénéficiaires et n'être complété par des fonds publics que si tout ou partie de cet investissement n'est pas rentable d'un point de vue privé (figure 9.2).

Dans les faits, on observe toutefois que l'apport des fonds publics (le conseil départemental ou régional, l'agence de l'eau⁹, etc.) est souvent prédéfini, généralement établi

9. On rappelle que les agences de l'eau ne financent que des retenues de substitution, permettant de substituer des prélèvements en période de hautes eaux à des prélèvements jugés plus impactants.

à une proportion de 70 à 80 % du coût de l'investissement (les coûts d'exploitation et de maintenance n'étant pas directement subventionnés). Une telle subvention induit nécessairement une déformation des préférences, les potentiels bénéficiaires de ces retenues ayant un signal d'encouragement à les réaliser, puisque ne contribuant qu'à hauteur de 20 à 30 %. Il importe également de veiller à ne pas induire de mauvais signaux pour le futur : les propriétaires d'infrastructures fortement subventionnées (comme cela a été le cas de réseaux collectifs d'irrigation par le passé) pourraient sinon limiter les dépenses de maintenance, en espérant bénéficier d'une nouvelle subvention pour leur remise en état, évoquant alors une modernisation de l'installation plutôt qu'un travail de maintenance.

D'un autre côté, subventionner un investissement permet aussi d'avoir un droit de regard sur la manière dont une retenue est décidée, conçue et utilisée, et ainsi d'éviter qu'elle ne soit construite que pour satisfaire un intérêt privé¹⁰. On constate en effet que l'autofinancement (généralisé pour l'accès aux eaux souterraines) conduit souvent les usagers à « ne considérer, lors de leur décision de capter la ressource, que leur seul intérêt individuel (et souvent à court terme), sans tenir compte ainsi de l'état de la ressource et de la législation en vigueur » (Bertone *et al.*, 2022). Ce droit de regard a déjà été mentionné dans la partie réglementaire. Il est ainsi présent dans l'instruction du 7 mai 2019 sur les PTGE, par exemple en conditionnant l'attribution de subventions au caractère multiusage de l'ouvrage.

Dans quelles conditions peut-on envisager de nouvelles retenues ?

Compte tenu des effets que les retenues induisent sur le milieu aquatique, ainsi que sur le caractère de bien commun de l'eau, dont elles facilitent l'appropriation pour des usages divers, la construction de retenues concerne l'ensemble du territoire sur lequel il est envisagé de les implanter, ainsi que l'ensemble des acteurs de ce territoire.

Le cadre réglementaire est conçu pour assurer que la création de nouveaux ouvrages de stockage (au moins pour ceux qui sont subventionnés) s'intègre dans une concertation, notamment *via* des PTGE, et cherche à concilier usages de l'eau et bon état des milieux aquatiques. Quelques points de vigilance méritent toutefois d'être soulignés. La concertation devrait s'appuyer sur un exercice de prospective au sens large, c'est-à-dire ne consistant pas seulement à projeter la situation actuelle dans un climat futur, en considérant uniquement la ressource en eau et son évolution attendue, mais en réfléchissant plus largement aux trajectoires désirables pour le territoire et ses acteurs. Il peut par exemple s'agir de se projeter quelques dizaines d'années dans le futur, en

10. À noter que l'autorisation environnementale peut dans tous les cas prescrire des suivis environnementaux et socio-économiques au fil du temps, à la charge de l'exploitant, à transmettre périodiquement à l'État et, partant, communicables à tout tiers intéressé.

proposant des scénarios contrastés, incluant des éléments liés à l'évolution du climat, mais aussi de la démographie, des sources et du coût de l'énergie, des régimes alimentaires, des filières agricoles, des échanges commerciaux, etc., pour faciliter la réflexion des acteurs et une concertation ouverte. La réflexion sur la création d'un nouvel ouvrage doit nécessairement s'appuyer sur une analyse coûts-avantages, pour assurer que le projet sera rentable sur le temps long et s'inscrit dans un scénario souhaitable collectivement par rapport aux autres scénarios envisageables. Elle doit également s'appuyer sur l'évaluation de l'effet cumulé des ouvrages (existants et prévus) sur le milieu aquatique et les écosystèmes qu'il abrite, bien que les incertitudes liées à cette évaluation puissent être significatives, compte tenu notamment du manque récurrent de données disponibles sur les ouvrages existants et les différents usages de l'eau (origine, volume et dynamique des prélèvements).

Par ailleurs, l'attribution de subventions est souvent subordonnée au caractère multiusage de l'ouvrage (dans le cadre de PTGE notamment). Il convient de le distinguer du caractère multiusager. Ce dernier implique le plus souvent des retenues de taille plus importante. Cet élément devrait rendre la répartition des usages de l'eau plus transparente, car les règles de prélèvements pourraient être explicites et contrôlables. De plus, ce caractère collectif peut faciliter la réallocation des volumes attribués à un usager en cas de cessation de son activité. Ces ouvrages collectifs impliquent en revanche en général d'acheminer l'eau sur des distances plus longues, ce qui a un coût. Dans le cas des retenues multiusages, il faut analyser les usages prévus et s'assurer qu'ils seront compatibles : par exemple, usage de loisirs estivaux nécessitant une retenue bien remplie et usage agricole pour l'irrigation à la même période. Il peut arriver que le contexte topographique et/ou socio-économique ne permette pas le respect de critères « multi » ni la création de grandes retenues. On peut alors craindre la multiplication de petits ouvrages, soumis seulement à déclaration, dont l'impact individuel est limité, mais les impacts cumulés significatifs. Sur des bassins déjà très aménagés, la remobilisation de retenues existantes et non utilisées *via* des réaménagements adaptés peut permettre de limiter la création de nouveaux ouvrages (cf. encadré 9.2 sur le bassin-versant du Doux). Leur curage doit être fait régulièrement, mais de façon contrôlée et sans être complet, car le maintien des sédiments et de la végétation soutient la biodiversité et favorise la rétention et la dégradation de certains contaminants, limitant ainsi potentiellement l'exposition des organismes aquatiques. Il s'agit donc de privilégier le multi-objectif et la combinaison de services écosystémiques (lutte contre les inondations, biodiversité, stockage pour soutien d'étiage, etc.) lors de la conception et du déploiement de nouvelles retenues, ainsi que de l'entretien des retenues existantes (Imfeld *et al.*, 2023).

Compte tenu du caractère irréversible des changements liés à la construction de nouvelles retenues, comme de tout grand ouvrage, il semble préférable de privilégier des solutions « sans regret », facilitant le stockage naturel de l'eau dans le bassin-versant, du type solutions fondées sur la nature (par exemple la mise en œuvre de pratiques agronomiques favorisant la rétention de l'eau dans le sol, de noues, haies, fossés à redents,

la restauration de zones humides) et la sobriété des usages. Il peut toutefois s'avérer nécessaire, au vu de la trajectoire envisagée pour un bassin-versant (déséquilibre persistant entre besoins et ressources, où la diminution de la demande ne pourra suffire à rétablir l'équilibre), d'accroître les capacités de stockage. La création de nouveaux ouvrages pourrait alors être un levier de transition pour accroître la résilience du territoire au changement global, en conditionnant l'accès à la ressource à la mise en œuvre d'une irrigation multiservice (cf. chapitre 8), de pratiques agroécologiques, d'une agriculture certifiée biologique ou encore de nouvelles cultures moins consommatrices et plus rémunératrices, et en favorisant socialement l'installation de nouveaux agriculteurs et/ou de nouveaux types d'agriculture. Il est toutefois indispensable d'établir précisément les critères définissant ces pratiques et orientations souhaitables pour chaque territoire et de s'assurer les moyens de les contrôler, voire de sanctionner en cas d'abus et manquements. Enfin, allouer l'eau temporairement pourrait renforcer l'équité et faciliter l'acceptation sociétale de ces ouvrages. En effet, compte tenu du taux de subvention souvent élevé de ces infrastructures, qui conduit comme mentionné précédemment à une déformation des préférences, il pourrait être envisagé d'accorder aux bénéficiaires un droit d'accès à l'eau limité dans le temps, correspondant à la durée d'amortissement de l'investissement qu'ils ont effectué, afin de garantir le réexamen dans le temps des options ouvertes en matière d'usage de l'eau (Loubier, 2024).

Encadré 9.2. Bassin-versant du Doux (Ardèche) : une démarche de concertation pour limiter la création de nouvelles retenues

Le bassin-versant du Doux, d'une surface de 633 km² et au relief très marqué, présente plus de 1040 retenues, ce qui correspond à un volume d'eau stocké estimé à 3,76 millions de mètres cubes — pour un volume effectivement prélevé par ces ouvrages évalué entre 4,51 et 5,89 millions de mètres cubes, compte tenu du ré-emplissage pendant la période estivale d'ouvrages non déconnectables et/ou ne respectant pas le débit réservé. La moitié de ces retenues sont sur cours d'eau et seules 2 % d'entre elles sont équipées d'un dispositif permettant le respect du débit réservé, pourtant obligatoire. Par ailleurs, on estime qu'entre le tiers et la moitié des retenues sont inutilisées ou sous-utilisées, alors que le bassin est marqué par des sécheresses de plus en plus sévères. Les cours d'eau montrent ainsi des étiages prononcés, pouvant aller jusqu'à l'assec, et leur qualité, biologique notamment, se dégrade.

Dans ce contexte, différentes actions sont menées depuis 2023, en concertation entre le Syndicat mixte du bassin du Doux (SMBVD), la chambre d'agriculture, la direction départementale des territoires de l'Ardèche et l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. L'objectif est de mettre aux normes les retenues en barrage de cours d'eau, en équipant les ouvrages de dispositif assurant le respect du débit réservé, défini sur ce bassin de manière spéciale comme égal au module (et non au plancher du dixième du module), car répondant au besoin biologique des cours d'eau. Afin de ne pas réduire le volume disponible pour les agriculteurs,

Encadré 9.2. (suite)

plusieurs solutions sont envisagées selon les cas : agrandissement de l'ouvrage faisant l'objet de la mise aux normes, création d'une retenue hors cours d'eau avec une déconnexion en période d'étiage, réutilisation d'une retenue sans usage ou sous-utilisée avec mise en place d'un dispositif permettant le respect du débit réservé (si la retenue est sur cours d'eau) ou déconnexion des prélèvements en période d'étiage (si la retenue est hors cours d'eau). Les acteurs et élus locaux ont en effet priorisé la réutilisation des ouvrages dans un premier temps, afin de limiter la construction de nouvelles retenues. La réutilisation peut concerner la profession agricole ou la lutte incendie. Le multiusage n'a pas été envisagé pour les petites retenues présentes sur ce bassin (quelques milliers de mètres cubes pour la grande majorité), car les besoins pour l'agriculture et pour la lutte incendie s'expriment à la même période. Quand la réutilisation s'avère impossible, l'effacement de la retenue est demandé au propriétaire en s'appuyant sur l'article L214-3-1 du Code de l'environnement afin de restituer l'eau aux cours d'eau.

L'accompagnement des agriculteurs et des propriétaires est essentiel dans cette démarche ambitieuse et s'appuie sur un groupe de travail composé de la direction départementale des territoires de l'Ardèche, la chambre d'agriculture de l'Ardèche, la Société d'aménagement foncier et d'établissement rural (Safer), les établissements publics de coopération intercommunale, le conseil départemental de l'Ardèche et le SMBVD. Le financement des travaux d'effacement des retenues non utilisées et de raccordement pour la réutilisation de retenues est en grande partie assuré par des subventions (entre 70 et 100 % par l'agence de l'eau pour l'effacement et à 70 % par le fonds européen agricole pour le développement rural [Feader] pour la réutilisation, y compris la mise aux normes des retenues) en laissant toutefois une partie du coût de l'effacement à la charge du propriétaire quand celui-ci ne souhaite pas permettre la réutilisation d'une retenue n'assurant plus son usage initial. Cette démarche a porté sur 10 retenues en 2024, en phase de test, et devrait ensuite être généralisée progressivement à l'ensemble du bassin-versant.

D'autres syndicats de rivières du secteur souhaitent engager des démarches équivalentes, d'autant que le protocole « retenues » du département de l'Ardèche stipule qu'il est nécessaire d'étudier la réutilisation des retenues sans usage avant toute création de retenue à proximité.

Conclusion

Accroître la capacité de stockage de l'eau, *via* la construction de retenues de substitution par exemple, pourrait être envisagé comme une des mesures d'adaptation au changement global en cours. Plusieurs éléments sont toutefois à souligner pour relativiser l'intérêt de construire de tels ouvrages, selon le contexte.

Les retenues ont toujours des impacts sur le milieu aquatique, tant sur son fonctionnement hydrologique, hydromorphologique, sur les échanges avec les eaux souterraines, sur la qualité de l'eau, que sur les communautés aquatiques. Ces impacts peuvent en partie être atténués par un mode de gestion ou des aménagements adaptés, qui visent en particulier à limiter l'influence des retenues sur le milieu aquatique en période estivale et à restaurer au mieux la continuité écologique : par exemple en déconnectant l'alimentation des retenues collinaires en période d'étiage, en installant les retenues en dérivation du cours d'eau, en respectant systématiquement le débit réservé pour les retenues en barrage de cours d'eau et/ou en équipant ces dernières de moines pour restituer de l'eau fraîche au milieu. Néanmoins, ces aménagements sont souvent onéreux et il est difficile d'envisager de les mettre en œuvre de façon exhaustive à l'échelle de bassins-versants déjà très équipés. Par ailleurs, des recherches sont encore nécessaires pour mieux cerner les impacts liés aux retenues, y compris celles remplies strictement en période de hautes eaux. L'acquisition de connaissances complémentaires, *via* la mise en place de suivis et en particulier sur les nouvelles retenues pour lesquelles on disposera d'un état de référence avant construction, semble indispensable. Sans cela, il serait dangereux de multiplier ces ouvrages, d'autant que leur capacité à être remplis en climat futur n'est pas systématiquement assurée.

Le cadre réglementaire dans lequel s'inscrit la gestion de l'eau, la nature particulière de l'eau, patrimoine commun de la nation, ainsi que le constat que le financement de ces ouvrages est le plus souvent en grande partie assuré par la collectivité incitent à ce que leur construction s'inscrive dans une concertation mobilisant l'ensemble des acteurs du territoire et assurant que le bon état des milieux aquatiques soit un objectif incontournable de la réflexion. En particulier, une analyse coûts-avantages devrait être menée avant tout aménagement de nouvel ouvrage, pour s'assurer de son intérêt collectif et éviter une maladaptation. Il importe ainsi de considérer non seulement les coûts d'investissement, mais aussi de fonctionnement et de maintenance, et de vérifier que l'ouvrage est compatible avec, voire favorise, une trajectoire souhaitable collectivement pour le territoire. Un tel exercice prospectif sur les scénarios envisageables pour le territoire devrait intégrer l'ensemble des composantes influençant sa trajectoire (démographie, climat, usages des sols, activités socio-économiques, aspirations sociétales, etc.) et expliciter les incertitudes liées aux modélisations mobilisées, sans pour autant que cela bloque l'action, et en évitant dans tous les cas la maladaptation.

La prise en compte de l'intérêt général, ainsi que la nature le plus souvent collective des subventions mobilisées pour la construction des ouvrages justifieraient de conditionner l'accès à la ressource en eau ainsi stockée à des usages et pratiques favorisant la transition agroécologique et la diversification des activités sur le territoire, tout en préservant le mieux possible le milieu naturel.

Références bibliographiques

- Arambourou H., Ferrière S., Miquel Oliu-Barton M., 2024. Prélèvements et consommations d'eau : quels enjeux et usages ?, France Stratégie, Paris, 16 p.
- Bahi A., Sauvage S., Payraudeau S., Imfeld G., Sánchez-Pérez J.-M. *et al.*, 2023. Process formulations and controlling factors of pesticide dissipation in artificial ponds: A critical review, *Ecological Engineering*, 186(106820).
- Bellot C., Augéard B., Berrebi R., Magand C., 2017. Comment étudier le cumul des impacts des retenues d'eau sur les milieux aquatiques ? Proposition d'une démarche et d'éléments de méthodes issus d'une expertise scientifique collective, Agence française pour la biodiversité, 120 p., <https://esco-impacts-cumules-retenues.hub.inrae.fr/content/download/145/1374?version=1>.
- Bertone F., Montginoul M., Ramon S., Pereira-Ramos L., 2022. Les eaux souterraines : des financements dédiés à l'accès à l'eau plutôt qu'à la gestion de la ressource, *Géologues*, 215.
- Carluer N., Babut M., Belliard J., Bernez I., Leblanc B. *et al.*, 2016. Impact cumulé des retenues d'eau sur le milieu aquatique. Expertise scientifique collective, Irstea, <https://doi.org/10.15454/058g-5r12>.
- Cattanéo F., Judes C., Branger F., Sauquet É., Pouchoulin S. *et al.*, 2024. Étude de l'impact des prélèvements d'eau en cours d'eau hors étiage, OFB, Hepia, INRAE, <https://hal.inrae.fr/hal-04455950v1>.
- Conseil scientifique du Comité de bassin Rhône-Méditerranée, 2020. Avis et recommandations sur l'intérêt économique à moyen et long terme de la substitution des prélèvements par transfert ou par stockage de l'eau, 33 p.
- Départements de France, 2025. Rapport de la mission d'information sur le stockage de l'eau, 38 p.
- Gauthier G., Thibault M., 1993. *L'analyse coûts-avantages : défis et controverses*, Paris et Montréal, Économica et CETAL.
- Guesnerie R., 2023. Guide de l'évaluation socioéconomique des investissements publics, Paris, France Stratégie, 212 p.
- Habets F., Molénat J., Carluer N., Douez O., Leenhardt D., 2018. The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review, *Science of The Total Environment*, 643, 850-867.
- Imfeld G., Payraudeau S., Sauvage S., Macary F., Chaumont C. *et al.*, 2023. Quel est le rôle des retenues collinaires pour limiter les flux de pesticides dans le paysage agricole ?, *Sciences Eaux & Territoires*, 43, 49-56, <https://hal.inrae.fr/hal-04455950v1>.
- IPCC, 2022. Water, in Pörtner H.-O., Roberts D. C., Tignor M., Poloczanska E.S., Mintenbeck K. *et al.* (coord.), *Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York, États-Unis, 551-712, <https://doi.org/10.1017/9781009325844.006>.
- Joffre M., Sauvage S., Macary F., Bahi A., Tournebize J. *et al.*, 2024. The role of ponds in pesticide dissipation at the catchment scale: The case of the Save agricultural catchment (Southwestern France), *Science of The Total Environment*, 934(173131).
- Loubier S., 2024. L'analyse économique et financière peut-elle aider à la décision de création de réserves de substitutions ?, Académie d'agriculture de France.
- Tournebize J., Chaumont C., Fesneau C., Guenne A., Vincent B. *et al.*, 2015. Long-term nitrate removal in a buffering pond-reservoir system receiving water from an agricultural drained catchment, *Ecological Engineering*, 80, 32-45.

10. Les eaux usées traitées : réallouer ou laisser couler ?

Anne-Laure Collard, Marielle Montginoul, Nassim Ait Mouheb,
Jérôme Harmand

Depuis la fin du XIX^e siècle, la controverse entre agronomes et hygiénistes au sujet des eaux salies par les activités urbaines a initié un mouvement d'éloignement de cette eau des villes (Barles, 2005). L'amélioration des connaissances dans le domaine de l'épuration et l'apparition du tout-à-l'égout ont ensuite conduit à leur mise en invisibilité, puisqu'elles ont la plupart du temps été enterrées et rejetées loin des regards et des populations (Adler, 2021; Frioux, 2013). Cette eau, autrefois considérée comme nuisible, est désormais envisagée comme une ressource précieuse. Depuis les années 1960, dans le monde, et plus récemment en France, sa réutilisation — connue sous le sigle REUT pour réutilisation des eaux usées traitées — est promue pour répondre à des situations de manque d'eau exacerbées par l'effet du changement climatique. À ce titre, une diversité de « qualités politiques » (Barthe, 2009) est conférée à cette eau pour faire valoir son attractivité : économie d'eau, sécurisation de l'accès, valorisation agronomique, historicité de la pratique, exemption de la redevance, etc.

Actuellement, la volonté politique est celle d'enrichir le portefeuille des ressources. L'ensemble des eaux dites non conventionnelles, c'est-à-dire celles non prélevées directement sur les milieux¹ (dont les eaux usées traitées), suscitent un intérêt croissant. Sous couvert du retard pris par la France dans le développement de la REUT², des initiatives nationales et locales ont été prises ces dernières années, témoignant du processus institutionnel de soutien au déploiement de ces pratiques. On peut citer celle portée par l'agence de l'eau Adour-Garonne en juillet 2023. Dans son appel à projets « Économies et efficacité de l'eau », la REUT figure comme une thématique éligible aux subventions. En 2023, le Plan eau³ inscrit la volonté politique de « massifier la valorisation des eaux non conventionnelles » à l'échelle nationale et d'atteindre « 1000 projets de réutilisation sur le territoire d'ici 2027 ». En juin 2024, trois projets d'envergure sont planifiés dans le Plan de résilience pour l'eau du département des Pyrénées-Orientales.

1. La catégorie « eaux non conventionnelles » peut regrouper des eaux usées traitées, de mer, grises, de pluie, de piscine ou encore issues de processus industriels.

2. Ce retard est régulièrement illustré par une quantification des volumes d'eau usée traitée réutilisée : moins de 1% en France, contre 7 et 14% en Espagne ou 90% en Israël.

3. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/MAR2023_DP-PLAN%20EAU__BAT%20%281%29_en%20pdf%20rendu%20accessible.pdf. Consulté le 3/06/2024.

Dans la perspective d'accompagner les collectivités dans ce déploiement, des cahiers méthodologiques ou des guides d'aide leur sont adressés⁴. Ces documents fournissent différentes clés pour évaluer la pertinence d'un projet de REUT sur un territoire : coûts, acceptabilité sociale, potentiel, etc. Les normes réglementaires y sont expliquées, corrélées aux enjeux de mise en conformité. Dans ces documents, la réutilisation de l'eau en sortie des stations d'épuration est le plus souvent affichée comme une opportunité limitée, à considérer parmi un ensemble d'autres solutions et/ou à adapter aux spécificités locales. Mais malgré ces précautions pour éviter d'ériger la REUT comme une solution providentielle, celles-ci portent essentiellement sur la mise en œuvre opérationnelle d'un projet de REUT. De ce fait, les enjeux sur le temps long ne sont pas abordés, tout particulièrement les conditions de partage des coûts et de réallocation de l'eau. Pourtant, ces questions ont déjà commencé à pénétrer le débat public⁵. C'est pourquoi ce chapitre entend répondre à ce manque, selon l'idée que la REUT ne peut être réduite à une problématique de faisabilité technique.

En effet, de tout temps, l'eau s'inscrit dans des règles de partage, stabilisées ou perturbées par des interventions exogènes ou non à des modalités de gestion établies par celles et ceux qui l'utilisent, la connaissent, l'observent. Ce partage s'inscrit dans des relations sociales, familiales et de collectifs qui témoignent d'attachements au territoire, de rapports sociaux et matérialisent des rapports à l'environnement (Aubriot et Jolly, 2002 ; Bédoucha, 2011). Modifier l'accès à l'eau n'est donc pas anodin. Dans le cas des eaux rejetées par les stations d'épuration, si l'histoire de l'assainissement a participé à leur oubli, elles n'en sont pas moins inscrites dans la société. Les réutiliser ne signifie évidemment pas la création d'une nouvelle ressource qui jusque-là n'aurait pas d'existence (Collard, 2024). Au contraire, elles circulent dans les cours d'eau pour façonner l'état de la rivière et son écosystème. Elles se jettent dans les mers et les océans, profitant à la faune marine et poursuivant le cycle de l'eau. Elles sont parfois prélevées en aval de leur point de traitement. En cela, les eaux que l'on a « usées » en un endroit ne manquent ni d'utilités ni d'usages. Les réutiliser signifie donc les réallouer à d'autres fins, pour d'autres acteurs et pour d'autres usages. Dès lors, comment organiser ce nouveau partage de l'eau ? À qui doit-elle bénéficier ? Et sous quelles conditions ? À qui reviennent sa maîtrise et sa gestion ? Qui doit payer pour ce nouvel accès ? Autant de questions que ce chapitre aborde en proposant une lecture croisée entre plusieurs disciplines (sociologie, économie, génie des procédés et mathématiques appliquées) sur différents enjeux spécifiques

4. Quelques exemples de guides à télécharger : <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-30744-reut-guide.pdf>, https://www.laregion.fr/IMG/pdf/f/5/a/cahier_methodo_web.pdf, https://brli.brli.fr/maj/phototheque/photos/accueil/pdf/guide_nowmma_2022_nov_compressed.pdf.

5. Exemple de la mobilisation collective suite au projet d'irrigation du golf de Villeneuve-de-la-Raho (département Pyrénées-Orientales) avec des eaux traitées en début d'année 2023 : https://www.lemonde.fr/planete/article/2024/03/16/en-pleine-secheresse-dans-les-pyrenees-orientales-un-projet-de-golf-exemple-provoque-une-mobilisation_6222319_3244.html.

à la REUT : la tension entre milieux et usages anthropiques, la mise en cohérence entre volumes, besoins des plantes et recherche d'efficacité, le partage des coûts, le partage et la gestion des eaux traitées⁶.

Enjeux de répartition des eaux traitées entre milieux et usages anthropiques

En France, depuis les années 2010, la réutilisation des eaux traitées est clairement énoncée comme une solution pour agir face au manque d'eau. Mais, dans les années 1980, cette pratique était surtout envisagée comme une mesure de protection et de préservation des milieux. Comme le relate Brissaud (1997), cette pratique a permis la « conservation des ressources en eau dans les zones côtières et sensibles » et répondait au durcissement des normes environnementales qui exigeaient l'amélioration de la qualité des rejets des stations d'épuration. Le détournement des eaux traitées par épandage permettait alors de diluer des rejets trop concentrés dans le milieu. Dans ce contexte, cette eau chargée en nutriments a profité aux agriculteurs de proximité (encadré 10.1).

À partir des années 1990, le cadrage du problème s'est déplacé à l'échelle internationale : la REUT a été mise au service d'enjeux quantitatifs et non plus au service d'enjeux de préservation des milieux (Thompson *et al.*, 1992). Ce glissement rebat les règles de la réallocation des eaux traitées. En effet, la loi sur l'eau de 2006 impose le respect d'un débit d'étiage minimum dans les cours d'eau, dans un objectif de préserver les

Encadré 10.1. À l'origine, des projets de REUT au service des milieux

En 1986, la réutilisation des eaux traitées sur l'île de Porquerolles était une mesure pour éviter la pollution due aux rejets sur la côte et préserver les activités touristiques. Il s'agissait aussi de maintenir l'équilibre entre les prélèvements et le risque d'entrée du biseau salé. En 1996, à Clermont-Ferrand, réutiliser les eaux de l'industrie sucrière était justifié par le besoin d'améliorer leur traitement et la qualité des cours d'eau récepteurs et d'alléger la pression sur ces cours d'eau exercée par les irrigants de proximité (Brissaud, 1997). Au Mesnil-en-Vallée (1995), la création d'une zone environnementale sensible à quelques kilomètres en aval du point de rejet et la densification démographique ont rendu impossible le rejet classique des effluents (Faby et Brissaud, 1997). À Noirmoutier (1981), l'objectif de zéro rejet dans les eaux littorales imposé par l'agence régionale de santé de l'époque pour préserver les activités conchylicoles était à l'origine du projet (Lazarova *et al.*, 2000). Cette même norme a été appliquée aux rejets de la commune de Saint Mathieu de Trévières (1989) pour protéger une aire d'alimentation de captage en eau potable, ce qui a justifié la réutilisation des eaux traitées.

6. Cette étude a bénéficié du financement AERMC dans le cadre du Projet REGUL'EAU (2021-2025).

milieux aquatiques. Selon les situations, ce débit peut être plus ou moins composé d'eau rejetée par les stations d'épuration qui retourne aux milieux. Détourner les eaux traitées des cours d'eau n'est donc pas toujours compatible avec la politique environnementale. Par exemple, Drewes *et al.* (2017) ont déterminé que le débit de la rivière Loir (département d'Eure-et-Loir) est composé entre 0,3 % et 2,6 % d'eau provenant des stations d'épuration. Dans ce cas, la réallocation des eaux traitées pour de nouveaux usages aurait un faible impact sur les débits réglementaires. Mais la situation est tout autre pour les rivières de la Mosson et du Vistre (département de l'Hérault) dont le débit d'étiage est composé à 100 % des eaux traitées. Ici, leur réacheminement est impossible.

Actuellement, le construit social et politique des débits minimums en rivière fait parler, tout particulièrement lorsqu'il est bloquant pour les projets de REUT envisagés (Collard, 2024). Des questions reviennent régulièrement dans les débats : faut-il continuer à pérenniser des cours d'eau intermittents ? Face au manque d'eau, peut-on encore se permettre de laisser cette eau à la rivière ? Faut-il la réallouer ou la laisser couler ? Pour l'heure, ces interrogations sont contenues par la réglementation qui interdit le réacheminement des rejets dès lors qu'il compromet le respect du débit garant de la préservation des milieux aquatiques. C'est d'ailleurs pour cela que les programmes de soutien au déploiement de la REUT se concentrent dans les zones littorales⁷ où les rejets ne sont pas réglementés en termes de volumes. Mais la question de la réallocation des eaux traitées entre milieux et activités économiques est régulièrement mise à l'agenda. Et la hiérarchisation entre ces usages tend à basculer en défaveur de l'environnement.

Enjeux d'usages des eaux traitées à des fins agricoles : disponibilité et efficacité

Il est régulièrement admis que les eaux traitées peuvent servir à des finalités agricoles. Mais il s'avère que leur potentiel est souvent surestimé (Expósito *et al.*, 2024). En effet, comme nous allons le voir, celui-ci est très contraint par les capacités des stations d'épuration et leur répartition spatiale et, de ce fait, ne correspond pas toujours aux besoins agronomiques de la plante. Par ailleurs, trouver l'équilibre entre les apports en nutriments et la recherche d'efficacité constitue encore un défi pour la recherche.

I Une disponibilité sous contrainte : capacité d'épuration et besoins des plantes

La taille des stations d'épuration (STEU) est déterminante pour évaluer le potentiel de REUT pour un usage agricole. En 2016, la France comptait plus de 20 000 STEU en activité, ce qui équivalait à une capacité de traitement équivalente aux besoins

7. Comme en atteste le Programme d'accélération de la réutilisation des eaux traitées sur les territoires littoraux, lancé en septembre 2024 par le ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, le Cerema et l'Anel avec le soutien des agences de l'eau et l'Office français de la biodiversité.

d'environ 100 millions d'habitants. La taille d'une STEU (ou sa capacité nominale) correspond à la charge journalière maximale (exprimée en équivalent-habitant) que la station pourra traiter efficacement. En France, les stations d'épuration sont majoritairement raccordées à des petites communes rurales : 50 % d'entre elles ont une capacité maximale inférieure à 500 eq.hab, ce qui représente entre 50 à 75 m³/jour d'eau traitée. Ces volumes sont le plus souvent insuffisants pour répondre aux besoins saisonniers agricoles, ce qui implique de coupler la pratique de REUT à d'autres mesures pour y parvenir.

Seulement 6 % des STEU ont une capacité au moins égale à 10 000 eq.hab (soit environ 1 000 à 1 500 m³/jour de débit traité) et se situent pour la plupart à proximité des grands centres urbains. Dans ce cas, l'opportunité quantitative peut être intéressante (toujours sous conditions) pour répondre aux besoins d'une agriculture périurbaine ou à des usages urbains (arrosage des parcs et jardins, nettoyage de voirie, etc.). Par ailleurs, le potentiel de REUT dépend aussi du type de culture et des besoins spécifiques en eau (voir encadré 10.2).

Encadré 10.2. Exemples de potentiel de REUT pour un usage agricole

Les besoins pour une culture de maïs à grain pendant la période d'irrigation sont de l'ordre de 2 800 à 3 600 m³/ha en moyenne pendant les années sèches (le cas le plus défavorable). Dans ce cas de figure, les volumes d'eau traitée par une STEU d'une capacité inférieure à 500 eq.hab permettraient d'irriguer au maximum 1 à 2 ha avec l'application d'une irrigation par aspersion. À titre de comparaison, la culture viticole nécessite 1 000 m³/ha en année sèche. Une station d'épuration de 2 000 eq.hab, avec un débit d'environ de 300 m³/jour, peut irriguer, avec du goutte à goutte, une quinzaine d'hectares de vigne.

■ Trouver l'équilibre entre efficacité et valorisation des eaux usées traitées : un défi de modélisation

Le potentiel nutritif (azote et phosphore) des eaux traitées à des fins agricoles est un des autres avantages avancés pour leur réutilisation. On parle de fertirrigation pour désigner la pratique d'irrigation qui consiste à coupler les apports hydriques et les apports en nutriments pour les plantes. La recherche de l'équilibre entre un usage bénéfique des nutriments et une utilisation efficace de l'eau constitue un champ d'investigation dans le domaine de la modélisation. Bien que ce sujet soit étudié depuis un moment, les connaissances relatives à la croissance de certaines cultures en réponse à des apports en eau ou au stress hydrique restent incertaines et imparfaites. D'une part, les simulations dépendent des conditions initiales d'où le système démarre : quel est le degré d'humidité des sols ? Quelle est leur nature exacte ? D'autre part, la croissance de la culture n'est pas uniquement déterminée par les apports d'eau, mais également par les apports en nutriments (azote, phosphore, potassium, etc.) qui

ne sont pas toujours constants selon les cultures (encadré 10.3). Si quelques modèles intègrent l'azote, intégrer l'ensemble des variables déterminantes dans la croissance des plantes reste un domaine de recherche en développement.

Encadré 10.3. Les oliviers : exemple de la complexité d'une stratégie d'irrigation

Les oliviers n'ont pas les mêmes demandes en azote d'une année à l'autre. D'une quantité de 100 g/arbre la première année, il faut en rajouter 100 par année : 200 g/arbre la deuxième année, 300 g/arbre la troisième année et ainsi de suite (Masmoudi Charfi *et al.* 2020). Leurs besoins en eau varient énormément selon le lieu, la couverture au sol, la densité de la plantation et l'âge des arbres. Si l'on considère qu'une eau usée contient 30 à 100 mg/l d'azote, toutes formes confondues, que l'azote n'est pas traité du tout, que l'arbre nécessite 80 l/jour en moyenne et que l'irrigation est pratiquée sur 6 mois, on peut apporter entre $180 \text{ jours} \times 80 \text{ l/jour} \times 0,03 \text{ mg/l} = 432 \text{ g}$ et $180 \times 80 \times 0,1 = 1,4 \text{ kg}$ d'azote.

Enfin, l'équilibre entre une valorisation des nutriments contenus dans les eaux traitées et l'efficacité n'est pas encore trouvé, car la stratégie d'optimisation est complexe : comme les nutriments sont apportés *via* l'eau d'irrigation, il y a un couplage entre le débit apporté et la concentration en nutriments dans les eaux usées traitées. Si on apporte trop d'eau, il y a un risque de lessivage des nutriments dans les sols ; si on n'apporte pas assez d'eau, les plantes peuvent ne pas recevoir suffisamment de nutriments. Une des manières de résoudre cette équation serait de moduler en amont du système irrigué la qualité de l'eau, et donc d'être en mesure de traiter l'eau à un niveau approprié, correspondant aux besoins des plantes. Cela est difficile, y compris sur le plan théorique où certaines stratégies, qui dépendent beaucoup de concentration initiale d'azote dans les sols, ne sont pas intuitives. Par exemple, une trop grande concentration peut engendrer des limitations techniques, comme l'exposition des goutteurs à des risques de colmatage dans le cas d'une irrigation au goutte-à-goutte. Ces quelques points montrent que, s'il y a un potentiel de valorisation des nutriments contenus dans les eaux traitées, il y a encore beaucoup à faire dans le domaine de la recherche pour proposer des filières de REUT optimisées.

Répartition des coûts et intérêt collectif

La dimension économique de la REUT est régulièrement réduite à des questions financières, surtout de coûts d'investissement, laissant en marge d'autres aspects qui impliquent une évaluation plus complexe, que nous abordons dans cette partie en proposant une analogie entre le déploiement de la REUT et celui d'aménagements hydrauliques plus anciens, puis en discutant quelques-unes des limites des évaluations coûts-bénéfices.

■ Éclairage à partir d'un bref retour sur une politique d'aménagement hydraulique passée

Le déploiement de la REUT passe par la mise en place d'infrastructures pour répondre au besoin d'investir au nom de la survie de territoires, d'apporter de l'eau ou encore de tester des solutions. Ce processus présente des similitudes avec les politiques d'aménagement hydraulique menées dans les années 1960. L'histoire de ces politiques sur certains territoires témoigne des effets à long terme de projets non planifiés au-delà de la phase d'investissement. La relater donne une illustration des limites qu'il y a à envisager la modification de l'accès à l'eau uniquement dans une perspective à court terme.

Historiquement, les politiques d'aménagement du territoire ont conduit à subventionner des infrastructures hydrauliques, au motif que ces dernières étaient bénéfiques pour la société. C'est ainsi que toutes les sociétés d'aménagement régional créées dans les années 1960 dans le sud de la France ont obtenu des financements publics pour investir. Le partage des coûts restants, c'est-à-dire les frais d'exploitation et une partie plus ou moins importante des frais de renouvellement et de maintenance, entre les usagers de ces infrastructures était basé sur une estimation de la capacité à payer plutôt qu'en fonction du coût spécifique généré pour distribuer l'eau. Ainsi, le prix de l'eau a été utilisé pour d'autres objectifs que celui de couvrir les coûts supportés. Par exemple, pour développer l'irrigation, l'État a imposé à la Société du canal de Provence d'accorder un rabais de 50 % aux irrigants. Pour atteindre le même objectif, la Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne (CAG) a, à ses débuts (1964-1969), opté pour une tarification volumétrique (sans partie fixe) par paliers décroissants, laissant à la charge de l'État le soin de financer le déficit. Mais dès 1970, l'ambition a été d'atteindre l'équilibre budgétaire. La tarification a alors évolué plusieurs fois jusqu'à nos jours, car les objectifs n'étaient que partiellement atteints et induisaient d'autres conséquences non souhaitées, telles que la diminution du nombre d'abonnés, ce qui remettait en cause l'atteinte même de l'équilibre budgétaire.

Le déploiement de la REUT reproduit un schéma proche de celui adopté pour l'aménagement hydraulique passé. Dans un premier temps, un consensus est établi quant à la pertinence de construire les infrastructures pour réutiliser l'eau rejetée par les stations d'épuration, interprétées comme un signe de modernité (tester une nouvelle solution), de survie ou de développement de territoires. Cette interprétation peut rendre secondaire la question de l'évaluation économique (on suppose simplement que c'est bénéfique pour la société) et celle du partage des coûts, d'autant plus quand ils sont très majoritairement supportés par des subventions publiques. Mais la réalité des coûts récurrents (exploitation puis, progressivement, maintenance) fait prendre conscience à ceux qui les supportaient dans la phase initiale de l'importance de la question de leur partage. Le contrat tacite initialement passé entre les porteurs de projet et les bénéficiaires est alors dénoncé, ce qui se traduit par des tentatives de réformes tarifaires qui cherchent à transférer aux bénéficiaires les coûts alors supportés par ailleurs, ce à quoi ces derniers ne s'étaient jamais formellement engagés.

Dans le cas de la REUT, le changement de réglementation peut précipiter la fin du contrat tacite, comme c'est le cas pour les communautés d'agglomération des Mauges (Maine-et-Loire) et de Sainte-Pazane (Loire-Atlantique) qui doivent améliorer la capacité de traitement de la STEU pour atteindre une nouvelle classe d'eau, conforme à la réglementation. Pour équilibrer les coûts d'investissement induits, les élus souhaitent les partager avec les agriculteurs bénéficiaires qui ne payaient rien auparavant. Cela leur paraît aujourd'hui légitime, car ils considèrent que ces agriculteurs disposent d'une eau gratuite, sans redevance à l'agence de l'eau, et non soumise aux restrictions estivales, contrairement à leurs voisins qui doivent prélever dans les milieux. Mais si les avantages obtenus ne sont pas supérieurs aux coûts à supporter, les bénéficiaires peuvent soit refuser de payer, soit renoncer à l'eau, remettant en cause l'équilibre budgétaire du gestionnaire, la plupart des coûts étant fixes.

Face à ce type d'évolution, le porteur du projet doit alors récupérer suffisamment de recettes auprès des bénéficiaires restants ou renoncer au projet. Mais, au lieu d'adopter cette solution, beaucoup ont tendance à se retourner vers la puissance publique ayant subventionné initialement l'investissement, au motif que c'est d'un intérêt public. Renoncer à un investissement serait une perte nette, pourrait s'avérer une erreur dans le futur, conduirait à mettre en difficulté financière certains bénéficiaires considérés comme importants d'un point de vue local, même s'ils ne peuvent pas supporter seuls les coûts encourus (comme un maraîcher vendant localement sa production), ou supprimerait des bénéfices indirects (lutte contre l'incendie, modification du paysage, valeur des terres irrigables et, plus généralement, attractivité du territoire). Cette renonciation et la perte des bénéfices indirects induits par le projet sont la plupart du temps difficilement quantifiables économiquement, mais fortement valorisées politiquement. Ce cheminement est révélateur du processus d'irréversibilité d'un investissement (encadré 10.4) : les coûts engagés deviennent

Encadré 10.4. Illustration du phénomène d'irréversibilité : le projet de REUT de Toulouse Métropole

Le projet a été initié, avec le soutien de la collectivité, par le délégataire de la STEU (Veolia) qui souhaitait tester un traitement tertiaire membranaire, dans le cadre d'un appel à projets lancé par l'agence de l'eau Adour-Garonne, et proposait d'en faire profiter un futur golf pour lequel c'était une réelle opportunité (puisqu'il lui était interdit de prélever directement dans la Garonne). Les travaux ayant pris un peu de retard, le golf a été alimenté temporairement grâce à l'eau potable. En 2021, l'eau de REUT a été acheminée au golf. Mais cette eau s'avérant complexe à utiliser, le golf s'est retourné, dès août et définitivement, vers le réseau public. L'installation de REUT, dès lors, continue à coûter de l'argent à la collectivité, mais n'en rapporte plus. Le coût d'investissement qu'elle a dû supporter dans l'opération (1,3 million d'euros) est tel qu'elle a décidé de réfléchir à de nouvelles opportunités pour réutiliser cette eau, plutôt que d'abandonner le projet.

trop importants pour revenir en arrière, que ce soit de la part du porteur du projet ou des bénéficiaires, dans le cas par exemple où l'investissement aurait conduit à un changement de pratiques culturelles.

Enfin, l'irréversibilité d'un projet de REUT tient aussi à d'autres enjeux, comme celui de la crédibilité des acteurs qui s'y sont engagés. Cela peut être le cas quand il s'agit par exemple de sites de démonstration comme l'explique un porteur de l'un d'eux :

« Il y a beaucoup de contraintes et de complexité, notamment par rapport aux montages financiers. Là on a un coût de l'eau, pas donné, aujourd'hui on n'est pas au clair sur la rentabilité du projet. Mais il y a quand même un côté démonstration de l'innovation. On a commencé, on va jusqu'au bout, mais est-ce que c'est viable, est-ce qu'économiquement ça tient la route... ? ».

■ Limites des analyses coûts-bénéfices : considérer l'intérêt collectif

En France, la REUT n'est financièrement pas intéressante pour ses bénéficiaires ou ses porteurs. Mais ce n'est pas parce que les potentiels usagers n'y ont pas un intérêt privé financier qu'il faut nécessairement renoncer à investir dans les infrastructures nécessaires à l'acheminement de cette eau : si elles apportent un supplément de bien-être au territoire concerné (aujourd'hui et dans le futur), elles présentent un intérêt collectif et peuvent justifier une subvention. Or, les études économiques des projets de REUT se résument le plus souvent à une évaluation sommaire de cet intérêt collectif, *via* une analyse coûts-bénéfices simplifiée. Elles sont par exemple construites en comparant une situation avant et après projet et non pas entre celle avec le projet et celle que l'on pourrait envisager sans le projet. Cette alternative se distingue d'une simple poursuite de tendance, sans projet : le scénario doit être élaboré de manière à imaginer le devenir du territoire sans ce projet, donc en considérant des trajectoires qu'il adopterait avec, par exemple, la prise en considération d'un nouveau modèle agricole moins consommateur d'eau (assolement, pratiques de sobriété) et nécessitant des investissements moins irréversibles que ceux induits par un projet d'infrastructure (Meunier et Marsden, 2009). Dans d'autres cas, ces analyses ne permettent pas d'anticiper ou d'envisager les irréversibilités des aménagements sur le temps long, en se concentrant sur l'évaluation du temps de l'investissement, et non sur celui de l'entretien ou de la maintenance.

Actuellement, les projets de REUT sont souvent initiés sans une évaluation économique préalable de l'intérêt pour la collectivité (Mayaux *et al.*, 2025). Et comme ils sont par ailleurs fortement subventionnés, les porteurs ne sont pas incités à la prudence dans leur mise en place, alors même que ces investissements vont induire de l'irréversibilité. Le contrat social qui s'établit entre les porteurs et les bénéficiaires est aussi souvent informel et déséquilibré, ces derniers ne supportant que très peu les coûts induits, et aucune anticipation d'évolution future ne permet sereinement de le remettre en considération en cas d'évolution réglementaire, économique, de société ou autre.

Gestion des eaux traitées : partage et organisation collective

Les réflexions autour de la REUT sont essentiellement focalisées sur la mise en œuvre opérationnelle du projet en question (rentabilité, faisabilité technique, mise en conformité réglementaire, acceptabilité sociale, etc.). Cela témoigne d'une tendance universelle consistant à réduire l'eau à l'état de ressource économique et technique (Linton, 2010). Cette simplification est souvent justifiée par le besoin de recherche d'efficacité et d'économies d'eau, tout en niant l'importance des liens que les acteurs tissent à la ressource, les réduisant à des histoires anecdotiques dont les fondements n'aideraient en rien à répondre aux nouveaux enjeux de l'eau (Zwarteveen *et al.*, 2018). Pourtant, en l'absence de leur prise en compte, cela peut fragiliser la pérennité de la solution testée ou/et créer des situations d'inégalités ou d'injustices. Nous choisissons d'illustrer ces propos à partir d'exemples du déni des relations entre acteurs au moment de l'organisation du partage des eaux traitées au sein de périmètres irrigués, et d'un montage de projet de REUT.

I Pilotage automatique des eaux traitées : quand les irrigants demandent à tisser du lien

Le cadrage de la REUT comme une solution pour économiser de l'eau implique son association avec d'autres pratiques entendues comme garantes de l'efficacité : le goutte-à-goutte et le pilotage automatique de l'irrigation. Or, ce cadrage n'encourage pas la recomposition des liens entre l'utilisateur et cette eau. En effet, l'automatisation est défendue par les porteurs de projet auprès des futurs irrigants comme une garantie de s'abstraire des contraintes du collectif lié au partage de l'eau. Les concepteurs des divers outils utilisés endossent le rôle de garants de l'efficacité : en mêlant un ensemble de variables (météorologiques, agronomiques, etc.), ils indiquent aux irrigants avec précision les volumes d'eau traitée à utiliser et à quelle fréquence. Ils sont aussi les garants de la sécurisation de l'accès à la ressource et de son partage *via* l'organisation de tours d'eau, basée sur un usage efficace à l'échelle individuelle. Les irrigants sont invités à conformer leurs demandes en eau aux conseils prodigués.

Mais cette organisation montre déjà ses limites. Par exemple, l'automatisation des tours d'eau confiée à un prestataire extérieur peut fragiliser la pérennité du système de plusieurs manières. Dans un cas très concret situé en région Occitanie, le transfert des compétences vers les irrigants n'est pas planifié. Pour l'heure, ils dépendent d'une personne ressource dont la présence sur le temps long n'est pas garantie (possible retrait du prestataire au projet). Par ailleurs, l'absence de participation dans les choix de répartition de l'eau commence à être questionnée par les irrigants. Si, au préalable, ils avaient accepté le pilotage automatique, ils souhaitent désormais reprendre la main sur les modalités de gestion et l'organisation des tours d'eau. Sur un autre site où se pratique la REUT, les modalités de répartition des volumes d'eau découlent d'une modélisation aux mains d'un prestataire externe. Après une campagne d'irrigation,

un irrigant explique son regret de ne pas avoir de visibilité sur la disponibilité en eau : chaque jour, il renseigne sa demande dans l'outil de pilotage sans savoir si elle sera remplie ou non, ni quand. En l'absence d'interlocuteur présent sur le site, il se trouve contraint d'attendre la réponse délivrée *via* l'outil de pilotage. Il exprime son besoin d'échanger avec les autres bénéficiaires de cette eau, pour apprendre à se connaître, pour connaître les stratégies d'irrigation de chacun et pouvoir en discuter. Il demande à ce que du lien soit de nouveau tissé.

■ Créer un nouvel accès à l'eau par la REUT : modifier la réallocation des eaux usées

La phase de montage des projets de REUT peut être un autre moment de négation des liens à l'eau. On peut citer un cas où la nature conflictuelle des liens entre les futurs irrigants ciblés par un projet a été placée au second plan. Connue au sein du monde viticole, l'anecdote du mage qui suit illustre la nature de ces rapports :

« C'est un mage qui arrive dans un domaine qui voit le propriétaire du domaine et qui dit : "Je suis un mage, je peux exaucer un de tes vœux, je reviens demain tu as toute la nuit pour réfléchir, mais prends en considération le fait que ton voisin aura le double de ce que tu me demanderas". Le mage revient le lendemain, le vigneron a réfléchi toute la nuit, il a trouvé, il sait ce qu'il veut. Le mage dit : "Alors, qu'est-ce que tu veux ?" "Crevez-moi un œil." ». (Entretien 01/06/2017)

Cette histoire suggère l'existence de rapports de force établis et anciens. Pour autant, cette réalité a été relayée au second plan par les porteurs de projet qui, dans leurs réflexions, ont donné la priorité à la mise en œuvre opérationnelle de la REUT, sans questionner ni les bénéficiaires ciblés ni leur capacité à partager la ressource. Or, modifier l'accès à l'eau n'a rien d'anodin. Des expériences de projets de REUT dans le monde montrent déjà les effets d'injustices, d'inégalités ou de marginalisation que cela peut engendrer quand ils sont mis en œuvre sans une attention portée au contexte local où ils sont implantés. Au Mexique par exemple, l'amélioration de la qualité des eaux rejetées par la ville de Sao Luis de Potosí a remis en cause des règles d'allocation historique : l'eau de meilleure qualité a suscité l'intérêt d'acteurs industriels qui ont cherché à s'en emparer au détriment de paysans sans terre qui avaient acquis historiquement des droits sur les eaux rejetées en aval de la ville (Cirelli, 2011). Un autre exemple : dans la zone périphérique de la ville de Dar-es-Salam en Tanzanie, les paysans pratiquant une agriculture péri-urbaine n'ont pas été ciblés comme bénéficiaires de l'eau traitée, car déjà marginalisés par le pouvoir en place qui profite d'un projet de REUT pour les éloigner du centre urbain (Wessels, 2023). En Inde enfin, des paysans situés aux abords de la ville de Rajkot (Gujarāt) ont vu leurs anciens droits sur les eaux usées niés avec l'arrivée du nouveau traitement de l'eau (Palrecha et Sheth 2023).

Mise en perspective au regard d'autres promesses technologiques

Les eaux traitées ont leurs spécificités, c'est indéniable (besoin de désinfection, suivi de qualité, potentielle toxicité, etc.) et la faisabilité de leur mise en circulation dépend de nombreuses conditions locales. Mais, passé cette singularité, les promesses sous-jacentes au déploiement de la REUT ne sont ni spécifiques aux eaux traitées ni nouvelles. C'est sans doute aussi sur ces aspects-là que l'attention des porteurs de projets devrait se porter.

Preons la question des économies d'eau. Dans les années 1980, le déploiement du goutte-à-goutte a été promu comme une solution prometteuse pour faire des économies d'eau. Depuis, des travaux ont montré que si ce matériel a permis d'améliorer l'efficacité à la parcelle, son déploiement a aussi favorisé l'extension des surfaces irriguées, l'augmentation de la consommation en eau et *in fine* l'aggravation des situations de pénurie (Venot *et al.*, 2017). Actuellement, la REUT comme solution d'économie d'eau est souvent affichée, mais rarement démontrée. Des mesures connexes devraient à ce titre être mises en place, comme la révision des autorisations de prélèvements en amont de la libération des eaux traitées ou leur comptabilisation dans des outils de régulation de type PTGE. Sans cela, le risque est de créer de nouveaux usages et d'aggraver la pression sur la ressource.

Preons un second exemple, celui de la sécurisation de l'accès à l'eau qui est un des avantages affichés de la REUT en ne soumettant pas la disponibilité des eaux traitées aux aléas de sécheresse ou en se connectant à un flux continu artificiel alimenté par des usages urbains. Or, la sécurisation de l'accès à l'eau pour tous dans un contexte de variation climatique est impossible. Le risque d'appropriation par une poignée d'acteurs capables d'assumer les coûts est probable. L'analogie avec les dynamiques d'exploitation des eaux souterraines permet d'éclairer ce risque. Dans de nombreux pays du Maghreb, on observe que seuls ceux en capacité de suivre le niveau de rabattement des nappes et d'investir dans des forages toujours plus profonds peuvent sécuriser leur accès à l'eau. Cette dynamique exclut de fait certains acteurs du territoire, souvent des paysans locaux, renforce des inégalités et ne comble pas le manque d'eau pour le plus grand nombre (Petit *et al.*, 2018).

Conclusion

Actuellement, la « massification » de la REUT s'accélère en France. Pourtant, comme le montre ce chapitre, les avantages et les bénéfices qui lui sont attribués résistent souvent mal à l'épreuve du réel. Il y a tout d'abord la question de la disponibilité de l'eau qui se trouve être fortement contrainte par la taille des STEU, leur localisation (à proximité ou non des usagers) et par les normes environnementales destinées à la préservation des milieux. Ensuite, il y a la valorisation des nutriments présents dans les eaux traitées,

qui n'est pour l'heure pas compatible avec des enjeux d'efficience : faire profiter les cultures des apports en nutriments demande des quantités d'eau non optimales. Puis, il y a la question des coûts, le plus souvent réduite à la phase d'investissement, sans planification sur le temps long et sans débat sur la définition de l'intérêt collectif justifiant le subventionnement de certains projets. Enfin, il y a les conditions de réallocation et de partage de l'eau qui sont souvent tues, niées ou méconnues.

L'ensemble des enjeux abordés dans ce chapitre montrent que la pratique de REUT est intrinsèquement sociale. On l'observe à travers le choix des bénéficiaires, les débats autour de la place donnée aux rivières dans les processus de réallocation ou bien les arbitrages en termes de répartition des coûts. On le constate également dans la répartition spatiale des stations d'épuration qui découle d'arbitrages précédents. Or, pour l'heure, l'ensemble de ces choix sont définis et débattus par et au sein d'arènes techniques. Sous couvert d'une sophistication technique et de l'urgence climatique, la mise en concertation des conditions d'accès à l'eau traitée n'est bien souvent pas organisée ou considérée comme une priorité. Pourtant, les premières expériences de REUT sur le territoire, et d'autres plus anciennes dans le monde, témoignent qu'établir les modalités de gestion de l'eau uniquement à partir de variables technico-économiques est un pari risqué sur le temps long. À l'heure où les eaux non conventionnelles seraient nos dernières ressources disponibles, la mise en place d'outils de planification de leur réallocation, ouverts à des arènes hybrides, apparaît comme une nécessité pour éviter d'aggraver les pénuries, de créer des inégalités, d'oublier les milieux ou encore d'engendrer des dépenses publiques non négligeables au service d'un petit nombre.

Références bibliographiques

- Adler E., 2021. *Venir à bout des eaux usées : une mission politique. Pour une histoire de l'assainissement des villes*, Paris, Presses des ponts, 318 p.
- Aubriot O., Jolly G., 2002. *Histoires d'une eau partagée : irrigation et droits d'eau du Moyen âge à nos jours, Provence, Alpes, Pyrénées*, Aix-en-Provence, Publications de l'université de Provence, 248 p.
- Barles S., 2005. *L'invention des déchets urbains. France : 1790-1970*, Seyssel, Champ Vallon, 297 p.
- Barthe Y., 2009. Les qualités politiques des technologies. Irréversibilité et réversibilité dans la gestion des déchets nucléaires, *Tracés*, 16, 119-137.
- Bédoucha G., 2011. Rare ou abondante, l'eau précieuse. En France, l'exemple de la Brenne des étangs, *Anuário Antropológico*, 36(1), 127-167.
- Brissaud F., 1997. Wastewater Reclamation and reuse in France, *Hydrosciences*, MSE, université Montpellier 2.
- Cirelli C., 2011. « Lorsque la ville avait besoin de nous. » Fortune et déchéance de la figure des paysans-recycleurs des eaux usées urbaines au Mexique, in Cortel D. et Le Lay S. (dir.), *Les travailleurs du déchet*, Toulouse, Érès, p. 121-143.
- Collard A.-L., 2024. D'une eau-problème à une eau-ressource : bascule dans nos rapports aux eaux usées traitées, *Développement Durable et Territoires*, 15(2).

- Collard A.-L., 2024. Le recyclage d'eaux usées créé de nouvelles ressources, in Fernandez S. et Barbier R. (dir.), *Idées reçues sur l'eau et sa gestion*, Paris, Le Cavalier Bleu, 152 p.
- Drewes J.E., Hübner U., Zhiteneva V., Karakurt S., 2017. Characterization of unplanned water reuse in the EU. Final report, Commission européenne, 61 p.
- Expósito A., Díaz-Cano E., Berbel J., 2024. The Potential use of Reclaimed Water for Irrigation Purposes: Is it Overestimated?, *Water Resources Management*, 38, 4541-4554.
- Faby J.-A., Brissaud F., 1997. La réutilisation des eaux usées épurées dans les schémas directeurs d'assainissement et dans certains cas, pour économiser l'eau, *Environnement & technique*, 168, 35-39.
- Frioux S., 2013. *Les batailles de l'hygiène : villes et environnement de Pasteur aux Trente Glorieuses*, Paris, Presses Universitaires de France, 387 p.
- Lazarova V., Cirelli G., Jeffrey P., Salgot M., Ickson N., Brissaud F., 2000. Enhancement of integrated water management and water reuse in Europe and the Middle East, *Water Science and Technology*, 42(1-2), 193-202.
- Linton J., 2010. *What is water? The history of a modern abstraction*, Vancouver, UBC Press, 333 p.
- March H., Gorostiza S., Saurí D., 2023. Redrawing the hydrosocial cycle through treated wastewater reuse in the metropolitan area of Barcelona, *Water Alternatives*, 16(2), 463-479.
- Masmoudi Charfi C., Gargouri K., Larbi A., 2020. Fiche Thématique 5. Fertigation de l'olivier, Document technique, Sfax, Tunisie, Institut de l'Olivier.
- Mayaux P.-L., Montginoul M., Ait Mouheb N., 2025. Recycling water, but at what price? The political economy of wastewater reuse, *International Journal of Water Resources Development*, 1-20, <https://doi.org/10.1080/07900627.2025.2514450>.
- Meunier V., Marsden E., 2009. Analyse coût-bénéfices : guide méthodologique, Fondation pour une culture de sécurité industrielle.
- Palrecha A., Sheth A., 2023. Unequal Wastewater Rights and Claims in Gujarat: Institutional Dynamics between Urban and Rural, *Water Alternatives*, 16(2), 581-605.
- Petit O., Kuper M., Ameer F., 2018. From worker to peasant and then to entrepreneur? Land reform and agrarian change in the Saïss (Morocco), *World Development*, 105, 119-131.
- Thompson K., Cooper R.C., Olivieri A.W., Eisenberg D., Pettegrew L.A., Danielson R.E., 1992. City of San Diego potable reuse of reclaimed water: Final results, *Desalination*, 88(1-3), 201-214.
- Venet J.-P., Kuper M., Zwarteveen M., 2017. *Drip Irrigation for Agriculture: Untold Stories of Efficiency, Innovation and Development*, Londres, Routledge, 356 p.
- Wessels M.T., 2023. What's in a name? Politicising wastewater reuse in irrigated agriculture. *Water Alternatives*, 16(2), 563-580.
- Zwarteveen M., Smit H., Guzmán C.D., Fantini E., Rap E. et al., 2018. Accounting for Water: Questions of Environmental Representation in a Nonmodern World, in Lele S., Brondizio E.S., Byrne J., Mace G.M., Martinez-Alier J. (éd.), *Rethinking Environmentalism*, The MIT Press, p. 227-250.

Liste des auteurs

Nassim Ait Mouheb, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier
Lionel Alletto, INRAE, UMR AGIR, Toulouse
Maria Alp, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Charles Antoine, INSP, UMR SAGE, Strasbourg
Hélène Arambourou, Haut-commissariat à la Stratégie et au Plan, Paris
Gaït Archambaud, INRAE, RECOVER, Aix Marseille Univ, Aix-en-Provence
Patrick Arnaud, INRAE, UMR RECOVER, Aix-Marseille Université, Le Tholonet
Rémi Barbier, ENGEES, UMR SAGE, Strasbourg
Sabine Barles, université Paris-1, UMR Géographie-cités, Institut de Géographie
Sylvain Barone, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier
Gilles Belaud, Institut Agro Montpellier, UMR G-EAU, Montpellier
Jérôme Belliard, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony
Maud Berel, ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche, La Défense
Sébastien Bernus, Météo-France, Direction de la climatologie et des services climatiques, Toulouse
Jérémi Bonneau, INRAE, UR RiverLy, INSA Lyon, laboratoire Déchets eaux environnement pollution (DEEP), Villeurbanne
Sami Bouarfa, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier
François Bourgin, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony
Pierre Boyer, OFB, Direction générale – Direction de la police et du permis de chasser, Vincennes
Flora Branger, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Yvan Caballero, BRGM, UMR G-EAU, Montpellier
Hervé Capra, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Nadia Carluer, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Franck Cattaneo, HEPIA, Genève, Suisse
Sophie Cavy-Fraunié, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Nelly Château, Syndicat mixte du bassin du Doux, Mauves
Christian Chauvin, INRAE, UR EABX, Cestas
Anne-Laure Collard, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier
François Colleoni, INRAE, UMR RECOVER, Aix-Marseille Université, Le Tholonet
Lila Collet, EDF, département OSIRIS, Paris

Lola Corre, Centre national de recherches météorologiques, université de Toulouse, Toulouse

Thibault Datry, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne

Juan David Dominguez-Bohorquez, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier

Agathe Drouin, Météo-France, Direction de la climatologie et des services climatiques, Toulouse

Agnès Ducharne, Sorbonne Université, Institut Pierre-Simon Laplace, UMR METIS, Paris

Renaud Dumas, Syndicat mixte du bassin du Doux, Mauves

Guillaume Évin, université Grenoble Alpes, INRAE, Institut des Géosciences de l'environnement, Grenoble

Sara Fernandez, INRAE, UMR AGIR, Toulouse

Simon Ferrière, Haut-commissariat à la Stratégie et au Plan, Paris

Sarah Feuillette, Agence de l'eau Seine-Normandie, Courbevoie

Maxence Forcellini, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne

Maïté Fournier, ACTeon, Grenoble

Joël Gailhard, EDF-DTG, département Eau Environnement, Saint-Martin-le-Vinoux

Patrice Garin, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier

Esther Guillot, INRAE, UE Maraîchage, Alenya

Florence Habets, CNRS-ENS, département de Géosciences, Paris

Jérôme Harmand, INRAE, LBE, Narbonne

Frédéric Hendrickx, EDF-R&D, Laboratoire national d'hydraulique et environnement, Chatou

Louis Héraud, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne

Benoît Hingray, université Grenoble Alpes, INRAE, Institut des Géosciences de l'environnement, Grenoble

Peng Huang, Sorbonne Université, Institut Pierre-Simon Laplace, UMR METIS, Paris

Tristan Jaouen, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne

Alexis Jeantet, Centre national de recherches météorologiques, université de Toulouse, Toulouse

Patrick Lambert, INRAE, UR EABX, Cestas

Nicolas Lamouroux, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne

Marion Langon, OFB, direction régionale Auvergne – Rhône - Alpes, Bron

Sandra Lanini, BRGM, UMR G-EAU, Montpellier

Yann Le Coarer, INRAE, RECOVER, Aix Marseille Univ, Aix-en-Provence

Matthieu Le Lay, EDF-DTG, département Eau Environnement, Saint-Martin-le-Vinoux

Crystèle Leauthaud, Cirad, UMR G-EAU, Montpellier

Béatrice Leblanc, Syndicat de la rivière Ain Aval et de ses affluents, Ambérieu-en-Bugey

Delphine Leenhardt, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier
Claire Lesur-Dumoulin, INRAE, UE Maraîchage, Alenya
Sébastien Loubier, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier
Sarah Loudin, ACTeon, Colmar
Claire Magand, OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Nantes
Mathieu Marguerie, Arvalis, Gréoux-les-Bains
Paula Marson, Météo-France, Direction de la climatologie et des services climatiques, Toulouse
Mathis Loïc Messenger, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Louise Mimeau, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Céline Monteil, EDF-R&D, Laboratoire national d'hydraulique et environnement, Chatou
Marielle Montginoul, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier
Mathilde Morel, ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche, La Défense
Simon Munier, Centre national de recherches météorologiques, université de Toulouse, Toulouse
Pierre Nicolle, université Gustave-Eiffel, Laboratoire Eau et Environnement (GERS-LEE), Bouguenais
Thomas Pelte, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon
Charles Perrin, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony
Alix Reverdy, université Grenoble Alpes, INRAE, Institut des Géosciences de l'environnement, Grenoble
Olivier Robelin, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne ; BRGM, UMR G-EAU, Montpellier
Yoann Robin, Institut Pierre-Simon Laplace, Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement, Gif-sur-Yvette
Fabienne Rousset, Météo-France, Direction de la climatologie et des services climatiques, Toulouse
Pierre Sagnes, OFB, pôle écohydraulique, Toulouse
Éric Sauquet, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne
Sabine Sauvage, CNRS, Centre de recherche sur la biodiversité et l'environnement, équipe BIOECO, Toulouse
Jean-Michel Soubeyroux, Météo-France, Direction de la climatologie et des services climatiques, Toulouse
Laurent Strohenger, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony
Régis Taisne, Fédération nationale des collectivités concédantes et régies (FNCCR), Paris

Guillaume Thirel, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony ;
université de Toulouse, Centre d'études spatiales de la biosphère, Toulouse

François Tilmant, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony

Flore Tocquer, Météo-France, Direction de la climatologie et des services
climatiques, Toulouse

Julien Tournebize, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony

Yves Trambly, IRD, UMR Espace-Dev, Montpellier

Nicolas Urruty, Société du Canal de Provence, Aix-en Provence

Jean-Pierre Vergnes, BRGM – Service géologique national, Orléans

Jean-Philippe Vidal, INRAE, UR RiverLy, Villeurbanne

Mathieu Vrac, Institut Pierre-Simon Laplace, Laboratoire des sciences du climat
et de l'environnement, Gif-sur-Yvette

Claire Wittling, INRAE, UMR G-EAU, Montpellier

Photographie de couverture : © Gael Fontaine, stock.adobe.com

Édition : Océane Le Bourhis

Infographie et mise en pages : Hélène Bonnet, Studio9

Achevé d'imprimer en août 2025 par

IsiPrint

139 rue Rateau

93120 La Courneuve

Dépôt légal : août 2025

Imprimé en France



Depuis de nombreuses années, la France a instauré des politiques de gestion de l'eau visant à concilier le partage équilibré de cette ressource et la préservation de sa qualité. Cependant, face au changement climatique — qui menace de plus en plus cet équilibre — et à la dégradation sans précédent de la biodiversité aquatique, les enjeux liés à la gestion et au partage de l'eau prennent une ampleur nouvelle. Cette ressource vitale doit, plus que jamais, être considérée comme un bien commun. Sa répartition équitable est devenue un véritable enjeu sociétal et politique.

Issu d'un travail collectif réunissant scientifiques et spécialistes de la gestion de l'eau, cet ouvrage dresse un état des lieux des connaissances en France. Il étudie les stratégies existantes pour protéger ce patrimoine naturel et propose une analyse critique des pistes d'action envisagées par les parties prenantes pour répondre aux défis actuels. Il s'adresse aux professionnels engagés dans les politiques publiques de l'eau, ainsi qu'à toute personne souhaitant mieux comprendre les enjeux de la gestion de cette ressource.

Sami Bouarfa est chef adjoint du département AQUA d'INRAE et chercheur au sein de l'UMR G-EAU. Il travaille depuis plus de 25 ans sur les questions liées à l'eau et à l'agriculture.

Marielle Montginoul est directrice de recherche en économie à INRAE (UMR G-EAU). Ses travaux ont pour vocation d'appuyer les politiques publiques dans le domaine de l'eau.

Thomas Pelte est ingénieur agronome au sein de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Il anime un service en charge de piloter les aides accordées pour la gestion équilibrée de la ressource en eau et la restauration des milieux aquatiques et humides.

Éric Sauquet est directeur de recherche en hydrologie à INRAE. Il étudie l'impact du changement climatique sur le cycle de l'eau et ses conséquences sur la gestion de l'eau. Il a coordonné le volet scientifique du projet Explore2.

28 €

ISBN : 978-2-7592-4098-2



9 782759 240982

ISSN : 2115-1229

Réf. : 03009

éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

INRAE