

# Intermittence des cours d'eau

Quelles pratiques de gestion ?

Thibault Datry





# Intermittence des cours d'eau

Quelles pratiques de gestion ?

Thibault Datry

Dans la même collection

*Utilisations des écailles chez les poissons migrateurs amphihalins*

Jean-Luc Baglinière, Frédéric Marchand, Nicolas Jeannot,

Frédéric Lange, Quentin Josset

2025, 60 p.

*Atlas des bois feuillus de France. Outil d'identification multi-échelle*

Marie-Christine Trouy-Jacquemet

2025, 594 p.

*Des plantes et leurs noms. Étymologies insolites*

François Couplan

2025, 228 p.

*Habitats naturels terrestres des Terres australes françaises.*

*Île de la Possession, archipel Crozet*

Diane Espel, Pierre Agnola, Sébastien Traclet,

Valentine Dupont, David Renault

2024, 202 p.

**Pour citer cet ouvrage :** Datry T., 2026. *Intermittence des cours d'eau. Quelles pratiques de gestion ?*, Versailles, éditions Quæ, 82 p., <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-4279-5>

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication dont la procédure est décrite ici :

<https://www.quae.com/store/page/199/processus-d-evaluation>

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

La diffusion en accès ouvert de cet ouvrage a été soutenue par l'Office français de la biodiversité (OFB) et le 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, 2026

ISBN papier : 978-2-7592-4278-8

ISBN PDF : 978-2-7592-4279-5

ISBN epub : 978-2-7592-4280-1

ISSN : 1952-2770

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex

[www.quae.com](http://www.quae.com) – [www.quae-open.com](http://www.quae-open.com)

# Sommaire

<b>Remerciements</b>	<b>5</b>
<b>Préfaces</b>	<b>7</b>
<b>Introduction</b>	<b>9</b>
<b>1. Un abrégé de l'intermittence des cours d'eau</b>	<b>11</b>
Définition, prévalence, origines et tendances	11
La biodiversité aquatique des cours d'eau intermittents	17
La biodiversité terrestre des cours d'eau intermittents	21
L'assèchement fragmente les réseaux hydrographiques	24
Fonctions et services écosystémiques dans les cours d'eau intermittents	25
Représentations de l'intermittence et inclusion dans la législation nationale	28
<b>2. Intégrer l'intermittence dans les pratiques de gestion</b>	<b>33</b>
Pourquoi intégrer l'intermittence ?	33
Les cours d'eau intermittents sont partout	34
Cartographier les cours d'eau intermittents et suivre leur état d'écoulement	34
Déterminer les types et les régimes hydrologiques des cours d'eau intermittents	38
Causes et tendances de l'intermittence	44
Suivre l'état des cours d'eau intermittents	45
Définir des débits écologiques dans un cours d'eau intermittent	54
Quelle pratique de restauration mettre en place dans un cours d'eau intermittent	57
Faire évoluer les perceptions négatives de l'intermittence naturelle	62
S'adapter au changement climatique en contexte d'intermittence	66

<b>3. Ce qu'il ne faut pas faire dans un cours d'eau intermittent naturel</b>	<b>69</b>
Remettre de l'eau pour limiter les assèchements	69
Stocker de l'eau, ce qui fragmente encore plus les réseaux hydrographiques	70
Utiliser les lits asséchés à des fins récréatives ou d'extraction de granulats	70
<b>Conclusion</b>	<b>73</b>
<b>Références bibliographiques</b>	<b>75</b>

# Remerciements

Cet ouvrage est l'aboutissement de quinze années de recherche, nourries par de nombreux échanges avec des collègues issus de disciplines diverses, des gestionnaires et des citoyennes et citoyens engagés. Il serait impossible de toutes et tous les citer ici, mais je souhaite leur exprimer ma profonde reconnaissance.

Je remercie tout particulièrement l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, qui a su percevoir très tôt les enjeux liés à l'intermittence, ainsi que l'Office français de la biodiversité (OFB), qui soutient une partie de mes travaux depuis de nombreuses années. À ce titre, je tiens à adresser mes remerciements sincères à Thomas Pelte, Stéphane Stroffek, Benoît Terrier, Claire Magand et Nicolas Poulet. Je remercie d'ailleurs Benoît Terrier pour la rédaction du chapitre de cet ouvrage dédié à la restauration des cours d'eau intermittents. La Commission européenne m'a également apporté un soutien déterminant, à travers une action COST<sup>1</sup>, un projet Horizon 2020<sup>2</sup> et plusieurs bourses Marie Skłodowska-Curie<sup>3</sup>, tout comme le programme Make Our Planet Great Again<sup>4</sup>.

Je remercie chaleureusement l'équipe de recherche EcoFlowS de l'unité RiverLy d'INRAE, et en particulier Bertrand Launay, Maxence Forcellini, Guillaume Le Goff et Abdelkader Azougui, pour leur aide constante dans la collecte, l'analyse et l'interprétation des données issues de nos terrains, de l'Albarine aux rivières en tresse du sud-est de la France, jusqu'au Quercy et au Poitou-Charentes. Je souhaite également souligner l'engagement et le travail remarquable des nombreuses doctorantes, doctorants, postdoctorantes et postdoctorants qui ont animé ces recherches, et notamment Julie, Mailys, Héroïse, Laura, Marie, Teresa, Roland, Stéphane, Ross, Pierre, Mathis, Nabor, Nans, Romain, Andros, Daniel, Mathieu, Bastien, Nuria, Milena, Catherine, Amélie et Naïara.

Enfin, j'exprime ma gratitude envers les collègues internationaux qui m'ont inspiré, formé, guidé ou soutenu depuis les débuts de mes travaux sur ces milieux alors perçus comme anecdotiques, et en particulier Florian Malard, Scott Larned, Klement Tockner, Andrew Boulton, Chris Robinson, Nuria Bonada, Zoltán Csabai, Gabriel Singer, Carla Rezende et Rachel Stubbington.

---

1. <http://www.smires.eu>

2. <http://www.dryver.eu>

3. <https://www.horizon-europe.gouv.fr/amsc>

4. <https://www.campusfrance.org/fr/actu/programme-mopga-ouverture-d-un-nouvel-appel-a-candidatures>



# Préfaces

D'abord submergée par les idées puis à sec face à la page blanche, je réalise que l'inspiration est à l'image des cours d'eau dont il est question dans cet ouvrage. Elle est notre essence, à nous, êtres humains, et reste difficile à comprendre, peu prévisible. Nous préférons regarder, sublimer les moments où les idées viennent, plutôt que les longs moments où l'inspiration se tarit et pendant lesquels, pourtant, celles-ci continuent de mûrir en arrière-plan.

Souvent ignorées et mal perçues, les phases d'assec des cours d'eau intermittents recèlent, elles aussi, une activité riche. Dès que le débit baisse, les poissons rejoignent des zones refuges quand elles sont accessibles. Puis, les invertébrés aquatiques résistent dans le matelas alluvial du cours d'eau où les échanges avec les eaux souterraines se poursuivent. La végétation croît, les insectes terrestres s'installent. Le dynamisme de ces milieux est à l'origine d'une biodiversité remarquable et joue un rôle écologique majeur. Or la perception négative de ces milieux induit des pressions importantes telles que les piétinements de bovins venus paître dans ces endroits encore frais, ou des prélèvements en eau excessifs exacerbant le manque d'eau.

Aujourd'hui, nous le savons, chiffres à l'appui, les cours d'eau intermittents représentent une part majoritaire du réseau hydrographique, et celle-ci augmente sous l'effet du changement climatique. Ils exigent de repenser la manière de gérer les cours d'eau en s'appuyant sur une vision écosystémique et un suivi attentif.

C'est pourquoi, depuis quinze ans, l'OFB s'engage sur ce sujet, soutenant la recherche, consolidant les connaissances, améliorant les outils de suivi de l'intermittence — comme le dispositif national ONDE (Observatoire national des étiages), désormais intégré dans la surveillance des sécheresses. Il faut continuer à construire des outils et des politiques publiques adaptées pour préserver ces milieux de manière structurelle, par exemple en les incluant explicitement dans les plans de gestion et lorsqu'il est nécessaire de les restaurer.

Cet ouvrage est une première en France. Il ouvre des perspectives de recherche et de gestion, donne des pistes d'action, met en garde contre de fausses bonnes idées. La gestion de ces cours d'eau est un jeu d'équilibriste qui consiste à « faire évoluer les perceptions négatives tout en alertant sur les risques d'assèchement ». Si nous reprenons notre métaphore, rien ne sert de solliciter l'inspiration par mille informations, il faut sans doute laisser à l'esprit le temps et la liberté d'aller et venir pour qu'elle s'épanouisse.

Puissions-nous désormais regarder ces cours d'eau pour ce qu'ils sont : des milieux vivants, essentiels, et profondément révélateurs des transformations à l'œuvre dans nos paysages.

Claire Magand  
Chargée de mission recherche  
Office français de la biodiversité  
Direction de la recherche et de l'appui scientifique

On estime aujourd’hui que les cours d’eau intermittents représentent plus de la moitié des cours d’eau du monde. Le pourtour méditerranéen est très marqué par l’intermittence, mais on retrouve des cours d’eau intermittents sur l’ensemble du bassin Rhône-Méditerranée et sur la Corse. Ce phénomène peut avoir diverses causes, naturelles ou résultant des activités humaines, en lien avec des prélèvements d’eau ou des aménagements par exemple. Les prévisions sur les évolutions à venir avec le changement climatique sont catégoriques : le phénomène d’intermittence va s’amplifier, en durée et en linéaire, et des cours d’eau jusqu’à présent pérennes vont devenir intermittents. Pour les cours d’eau d’altitude, le régime d’intermittence va aussi se modifier : les assècs hivernaux vont avoir tendance à diminuer, voire à disparaître, alors que les assècs estivaux vont s’intensifier.

Pourtant, malgré leur présence dans la plupart des réseaux hydrographiques, ces cours d’eau ont longtemps été ignorés du monde de la recherche. Ils n’ont généralement pas été intégrés dans les priorités de restauration écologique par manque de connaissance ou de considération, alors qu’ils peuvent présenter des enjeux majeurs liés à la restauration de leur fonctionnement hydromorphologique.

Depuis la fin des années 2000, l’Agence de l’eau Rhône-Méditerranée-Corse a subventionné plus d’une dizaine de projets de recherche sur ce sujet. Ces projets ont notamment porté sur la biologie propre à ces cours d’eau, leur biodiversité, leur sensibilité aux pressions anthropiques, leur dynamique hydrologique et les tendances à venir avec le changement climatique, ainsi que sur la manière dont les acteurs de l’eau perçoivent ces cours d’eau.

Thibault Datry a été un pionnier parmi les scientifiques qui se sont intéressés aux cours d’eau intermittents. Dès 2009, il a travaillé sur les rivières intermittentes du bassin Rhône-Méditerranée-Corse et leur fonctionnement écologique dans un contexte de mise en application de la Directive-cadre sur l’eau (DCE). Les résultats préliminaires de ces travaux, complétés par d’autres projets, ont contribué à la publication d’un premier document d’appui à la gestion en 2014 (« Les cours d’eau intermittents, éléments de connaissance et premières préconisations », note technique du secrétariat du schéma directeur d’aménagement et de gestion des eaux, ou Sdage).

Les éditions Quæ publient aujourd’hui ce guide qui apporte des éléments nouveaux et beaucoup plus complets, qui synthétise et vulgarise les principaux résultats de ces années de recherches et de collaborations internationales. Il vient combler un vide, car c’est le premier ouvrage de ce type en France à se concentrer sur l’écologie et la gestion de ces cours d’eau. Il est une étape, car il reste encore beaucoup à apprendre sur ces écosystèmes dynamiques. Mais nous espérons qu’il apportera un maximum de réponses aux questions que vous vous posez, que sa lecture vous convaincra de la valeur de ces milieux remarquables et que vous pourrez vous en faire les relais.

Benoît Terrier  
Expert en hydromorphologie fluviale  
Agence de l’eau Rhône-Méditerranée-Corse  
Département de la connaissance et de la planification

# Introduction

Le changement climatique, l'un des plus grands défis auxquels l'humanité est confrontée, modifie en profondeur les équilibres climatiques planétaires. Les effets du changement climatique sur les ressources en eau sont particulièrement préoccupants, allant du réchauffement de l'atmosphère aux altérations des régimes de précipitations, de l'évaporation, de la fonte des neiges et des glaciers, bouleversant ainsi le cycle de l'eau et modifiant profondément les régimes hydrologiques. Ces effets sont souvent amplifiés par les aménagements passés et les activités humaines, et parfois même de manière synergique. Par exemple, plus les températures augmentent, plus les besoins en eau pour l'agriculture ou le refroidissement des centrales nucléaires sont importants lors d'épisodes de sécheresse, ce qui altère d'autant plus les régimes hydrologiques, notamment en été. Le changement climatique, couplé aux activités humaines, a des conséquences directes sur les cours d'eau, qui constituent des éléments vitaux pour les sociétés humaines (alimentation en eau potable, irrigation, énergie, etc.), mais aussi pour l'ensemble des espèces qu'ils abritent et qui sont aujourd'hui en péril plus que dans tout autre type d'écosystème.

Les réseaux hydrographiques sont constitués par l'ensemble des masses d'eau (fleuves, rivières, ruisseaux, lacs, étangs, zones humides) connectées entre elles et avec les eaux souterraines sous-jacentes. Ils sont déterminés par la topographie et le climat, et drainent un territoire donné (le bassin versant) sur lequel les eaux pluviales et les écoulements souterrains convergent vers un même point de sortie, l'exutoire.

L'intermittence des cours d'eau désigne les situations dans lesquelles un tronçon de rivière ou de ruisseau cesse, chaque année, temporairement de couler en surface, laissant place à un lit sec ou morcelé sous forme de mouilles déconnectées, c'est-à-dire de petites mares sans courant dans le lit du cours d'eau. Ce phénomène, longtemps considéré comme marginal, est en réalité très répandu à l'échelle de la planète : on estime aujourd'hui qu'au moins la moitié du réseau hydrographique mondial est composée de cours d'eau intermittents, notamment dans les régions arides, semi-arides, méditerranéennes ou montagneuses (Messager *et al.*, 2021). L'intermittence peut être naturelle, liée à des régimes pluviométriques saisonniers, à une géologie perméable ou à une alimentation irrégulière par les nappes phréatiques. Avec l'élévation des températures, certaines régions subissent une baisse des précipitations, provoquant un assèchement progressif des rivières.

À l'inverse, d'autres zones connaissent des précipitations plus intenses et concentrées, entraînant des crues soudaines et une réduction de l'intermittence. De plus, la fonte accélérée des glaciers de montagne, qui alimentent de nombreux fleuves, menace à moyen terme leur pérennité. De même, les activités humaines altèrent très fortement les régimes hydrologiques et d'assèchement. Des cours d'eau pérennes s'assèchent du fait de prélèvements excessifs, d'autres deviennent artificiellement pérennes du fait de rejets d'eaux urbaines ou agricoles. Ces altérations croissantes fragilisent la biodiversité aquatique et compromettent les usages humains, notamment dans les régions déjà vulnérables, car frappées par le changement climatique. Comprendre et anticiper les effets du changement climatique sur les ressources en eau est donc

crucial pour adapter les politiques de gestion hydrique, préserver les milieux naturels et garantir l'accès à l'eau pour tous. Par exemple, comment prioriser les actions de conservation, de restauration, et adapter les suivis réglementaires ?

Les cours d'eau intermittents ont longtemps été considérés comme des systèmes secondaires, recevant bien moins d'attention de la part des scientifiques, des politiques et des gestionnaires que les cours d'eau pérennes. Plusieurs raisons expliquent cette situation. D'abord, leur présence discontinue les rend moins visibles et moins accessibles. Cette invisibilité saisonnière les fait souvent passer pour des entités hydrologiques mineures, voire négligeables, malgré le fait qu'ils surpassent les cours d'eau pérennes en longueur au niveau global. Par ailleurs, les sciences fluviales se sont essentiellement construites autour des cours d'eau pérennes, perçus comme les modèles « classiques » du fonctionnement des systèmes aquatiques. Les concepts scientifiques fondateurs, comme le *river continuum concept* (modèle longitudinal du fonctionnement écologique des cours d'eau intégrant les communautés biologiques et la géomorphologie fluviale), ont été élaborés sur la base de rivières en eau toute l'année, ce qui a contribué à marginaliser les milieux intermittents dans la recherche et, *in fine*, dans la gestion hydrique.

Sur le plan réglementaire, de nombreux pays ne reconnaissent pas les cours d'eau intermittents dans leur cadre juridique, ce qui limite leur protection et réduit les incitations à les étudier ou à les restaurer. Ils sont souvent absents des cartographies officielles et des réseaux de suivi hydrologique. De plus, une perception erronée a longtemps prévalu : celle selon laquelle ces milieux seraient écologiquement pauvres ou même dépourvus de vie en période sèche. Or les recherches récentes montrent qu'ils abritent des communautés biologiques adaptées, et qu'ils jouent un rôle essentiel dans le cycle de l'eau, la recharge des nappes, le transport des sédiments et la connectivité entre les habitats aquatiques. Leur extrême variabilité — crues soudaines, assèchements réguliers et irréguliers — représente néanmoins un défi méthodologique important pour les scientifiques, qui disposent de peu de protocoles et de méthodes de suivis adaptés à ces dynamiques particulières.

Enfin, l'absence de données historiques sur leur régime hydrologique ou leur biodiversité freine encore les comparaisons temporelles ou l'élaboration de politiques de gestion ciblées. Ce retard d'intérêt est aujourd'hui en train d'être comblé, notamment face à l'extension des régimes intermittents sous l'effet du changement climatique, et grâce à la reconnaissance progressive de leur rôle écologique et hydrologique fondamental. Les cours d'eau intermittents ne sont plus perçus comme des exceptions, mais bien comme des éléments constitutifs et essentiels du fonctionnement des réseaux hydrographiques. Pourtant, il n'existe pas encore de documents présentant les bonnes pratiques à mettre en place pour les suivis réglementaires (ex. : DCE), leur restauration, leur conservation, et ils restent peu, voire pas intégrés dans les politiques de gestion hydrique.

L'objet de ce guide est de synthétiser l'état des connaissances actuelles sur les cours d'eau intermittents et de proposer, pour la première fois en France, ce qui peut être fait quant à leur intégration dans les pratiques de gestion. Un abrégé des connaissances allant de leurs causes, de leur prévalence, de leur hydrologie à leur perception par le public, en passant par leur écologie et leur biologie, sera suivi d'une présentation simple et pratique de ce qui peut être fait pour les inventorier, les caractériser, les suivre dans un contexte de mise en œuvre de la DCE et de la restauration de la nature, et les inclure dans la gestion quantitative. Les défis et les connaissances restant à acquérir concluront ce guide.

# 1. Un abrégé de l'intermittence des cours d'eau

## Définition, prévalence, origines et tendances

L'intermittence de l'écoulement d'un cours d'eau réfère tant à la cessation d'écoulement qu'à la disparition complète d'eau dans le chenal de manière régulière, au moins une fois par an (Datry *et al.*, 2023a). Ainsi, les cours d'eau intermittents sont des cours d'eau qui peuvent avoir trois types de phases hydrologiques : lotique, avec de l'eau courante, lenticue, avec de l'eau stagnante, ou en assec, en conditions terrestres (figure 1.1).

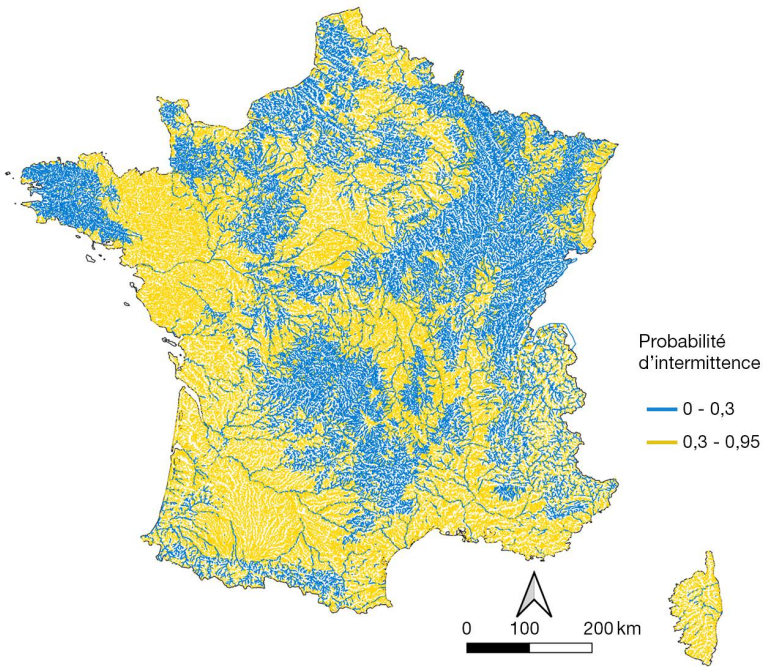


**Figure 1.1.** Diverses phases hydrologiques d'un cours d'eau intermittent (Le Thouaret, Deux-Sèvres).

A) En crue. B) En eau courante. C) En eau stagnante. D) En assec. Source : © M. Gauthier.

Les cours d'eau sujets à l'intermittence embrassent un large spectre de situations, allant des tout petits ruisseaux qui ne coulent que suite à des précipitations jusqu'à des rivières, voire des fleuves, qui ne s'assèchent que quelques jours par an. Mais des ruisseaux peuvent être peu intermittents et des fleuves être très intermittents, voire éphémères. Il y a eu plusieurs tentatives de classer ces cours d'eau en fonction des caractéristiques temporelles (ex. : durée, prédictibilité) de leur intermittence, mais celles-ci, bien que pertinentes, ont échoué, sans doute à cause de la forte variabilité des situations, ainsi que de la forte variabilité inter-annuelle des régimes hydrologiques intermittents (Datry *et al.*, 2017). En fait, le consensus actuel est que l'intermittence doit être vue comme une variable continue, tant dans le temps que l'espace. En effet, de la même manière qu'il est difficile de mettre un seuil de taille qui distingue une rivière d'un ruisseau (d'où le terme générique de « cours d'eau » utilisé ici), il est difficile de distinguer un cours d'eau intermittent d'un cours d'eau éphémère (aussi appelé « épisodique », « saisonnier » ou « wadi » en fonction des contextes). Et un cours d'eau intermittent peut devenir éphémère durant les années très sèches (ex. : 2022 en France), et inversement en cas d'année particulièrement humide (ex. : 2024 en France).

Durant plusieurs décennies, l'intermittence a été considérée comme un phénomène rare, cantonnée aux régions méditerranéennes. Depuis peu, il a été montré qu'elle touche une majorité de cours d'eau dans le monde (Messenger *et al.*, 2021) et une bonne partie du linéaire des cours d'eau de France hexagonale, même si aucune carte juste n'existe à ce jour : plus de 60% du linéaire des cours d'eau cartographiés (BD Topo®, 660 000 km de cours d'eau) sont en pointillés sur les cartes IGN (Messenger *et al.*, 2024), et des modélisations hydrologiques sur le réseau hydrologique théorique (RHT, 280 000 km de cours d'eau) suggèrent 20 à 40 % de linéaire intermittent (Snelder *et al.*, 2013 ; figure 1.2).



**Figure 1.2.** Carte de France hexagonale montrant les tronçons du réseau hydrologique théorique (Pella *et al.*, 2012) probablement sujets à l'intermittence.

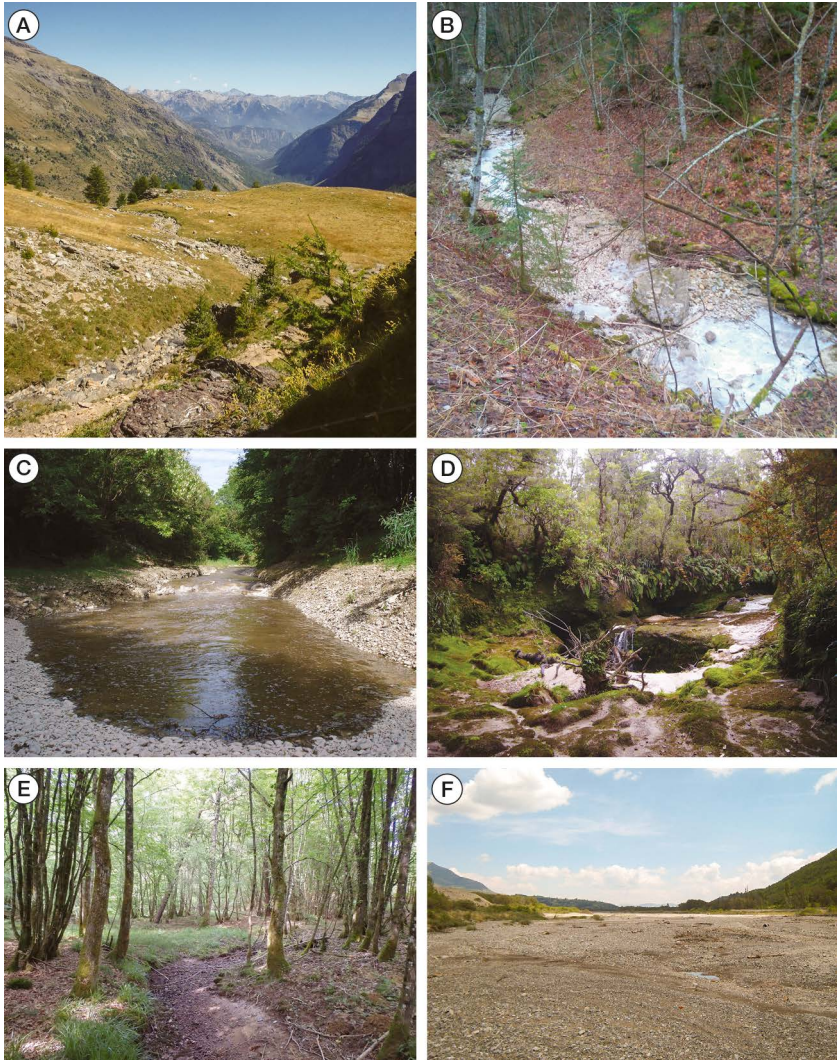
Source : d'après Snelder *et al.*, 2013 (<https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>).

Si la valeur absolue de la prévalence de l'intermittence importe peu et reste liée aux limites des outils actuels pour la quantifier, le pourtour méditerranéen est bien marqué comme anticipé, mais la densité de cours d'eau intermittents est également forte en Bretagne et sur la façade ouest en général. En milieu montagnard, l'intermittence est elle aussi présente, tant l'été que l'hiver, en lien avec le gel. Bien que les analyses soient encore rares, les territoires ultramarins français sont tout aussi sujets à l'intermittence (ex. : les ravines de l'île de la Réunion). Ainsi, l'intermittence doit être considérée d'abord comme un phénomène naturel répandu et faisant partie intégrante de tout réseau hydrographique, occurrent sous tout type de climats et de contextes. Bien entendu, et ce sera abordé ensuite, l'intermittence non naturelle devient également de plus en plus présente en France.

De manière naturelle, de nombreux processus peuvent générer l'intermittence d'un cours d'eau (figure 1.3). Souvent combinés, il peut être difficile de démêler leur importance relative, mais certains processus peuvent prédominer. Ainsi, en milieu alpin, une fois la fonte des neiges achevée en été, des ruisseaux peuvent s'assécher. C'est également le cas durant l'hiver, une fois le gel installé durablement (Robinson *et al.*, 2016). Par contre, en milieu plus sec, l'intermittence est le résultat des faibles précipitations couplées à l'évaporation et à l'évapotranspiration des végétaux (Stanley *et al.*, 1997). Hormis les facteurs climatiques, le type de substrat composant le lit des cours d'eau peut générer de l'intermittence, en cas de calcaire avec des pertes importantes (milieu karstique) ou en cas de substrat très perméable (sédiments fluvio-glaciaires), qui induisent des pertes par transmissions (infiltration). Ce phénomène est aggravé lorsque la nappe phréatique se situe profondément sous la surface du lit (rivière perchée), ce qui est assez courant dans les cours d'eau à lit graveleux et en conditions d'infiltration (Capderrey *et al.*, 2013).

Lorsqu'on remonte un cours d'eau, la plupart du temps, on arrive à des sections intermittentes, à la frontière entre les milieux terrestre et aquatique : les réseaux hydrographiques se contractent et s'étendent sous l'influence des précipitations (Benstead et Leigh, 2012). L'eau cesse de couler, puis le cours d'eau s'assèche quand l'eau saturée du sol disparaît sous l'influence de la couverture végétale, de la topographie ou de l'épaisseur du substrat rocheux dans le bassin drainé. De manière plus rare en France, des cours d'eau peuvent s'assécher lorsqu'ils drainent des lacs et que ceux-ci voient leur niveau baisser.

Les activités humaines sont également responsables de phénomènes d'intermittence, de manière directe ou indirecte. Les modifications de l'utilisation du sol, la régulation des débits, les rectifications des lits des cours d'eau, leurs fragmentations par des seuils, ainsi que les prélèvements d'eaux de surface et/ou souterraines peuvent générer de l'intermittence (Datry *et al.*, 2023b). De manière indirecte, l'augmentation des températures et les hausses de l'évaporation et de l'évapotranspiration en résultant sous l'effet du changement climatique peuvent générer de l'intermittence, ou aggraver des phénomènes d'intermittence naturelle en altérant les durées, la fréquence et la saisonnalité des assèchs. Toutefois, les interactions entre intermittence naturelle et anthropique sont encore mal comprises (Datry *et al.*, 2023b). Elles peuvent avoir des effets majeurs, induisant l'assèchement de grands fleuves, même si cela n'est pas le cas en France hexagonale. Par exemple, le fleuve Jaune en Chine, long de 5 464 km et pérenne avant 1972, est devenu intermittent et ne se connecte que rarement à la mer, suite à la construction de douze grands barrages le long du fleuve, associée à une augmentation spectaculaire des prélèvements d'eau à des fins humaines et agricoles (Changming et Shifeng, 2002).



**Figure 1.3.** Assèchements de cours d'eau liés à différents processus.

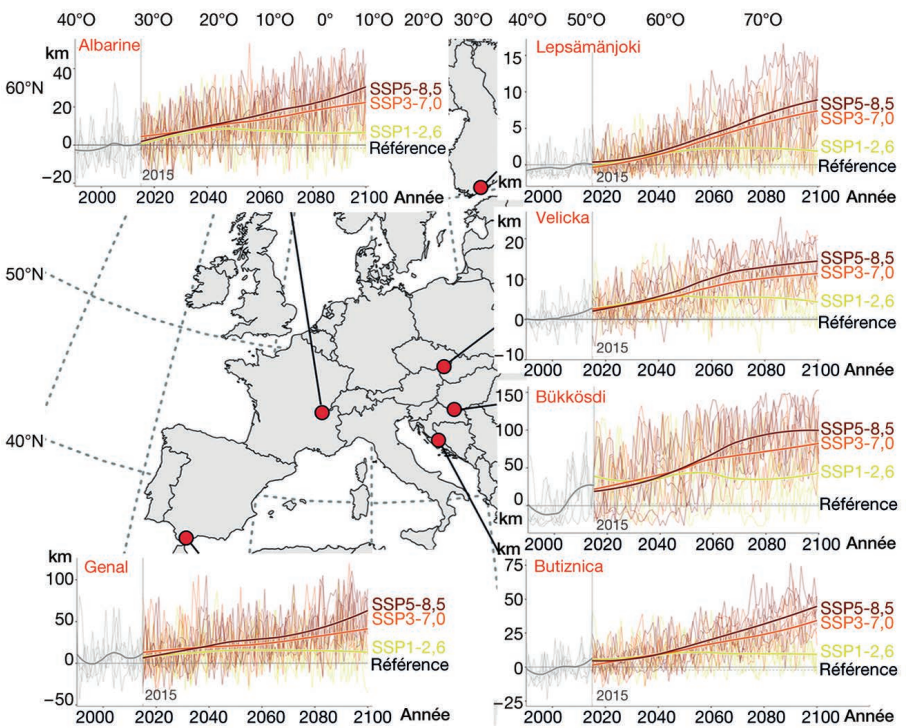
A) Fonte des neiges, massif des Écrins, Hautes-Alpes et Isère, France. B) Gel hivernal, l'Arvière, Ain, France. C) Infiltration dans un lit perméable, Albarine, Ain, France. D) Perte karstique, West Coast Creek, Nouvelle-Zélande. E) Déficit de précipitations en tête de bassin versant, la Clauge, Doubs et Jura, France. F) Cours d'eau en tresses, Hautes-Alpes, France. Source : © T. Datty.

De manière concomitante, certains assèchements naturels diminuent, et des cours d'eau intermittents deviennent pérennes suite à des rejets d'eau utilisée par des activités humaines. Typiquement, c'est le cas des rejets d'eaux usées, même traitées, ou d'effluents agricoles, industriels et urbains dans des contextes méditerranéens qui souvent conduisent à diminuer une intermittence naturelle au prétexte d'un soutien d'étiage (Datry *et al.*, 2023b). Avec la fonte des glaciers dans les milieux alpins en réponse au changement climatique, des cours d'eau autrefois intermittents deviennent pérennes ou voient leur intermittence réduite (Robinson *et al.*, 2016).

Globalement, les régimes hydrologiques sont fortement altérés en France, comme dans le monde entier, principalement en réponse à l'assèchement des

climats dans une grande partie du globe, associé à une demande humaine croissante (Datry *et al.*, 2023b). Cela conduit très souvent à une hausse des phénomènes d'assèchement aussi bien dans l'espace que dans le temps, notamment en Europe, phénomène qui prendra de plus en plus d'ampleur dans les décennies à venir (Mimeau *et al.*, 2024 ; figure 1.4).

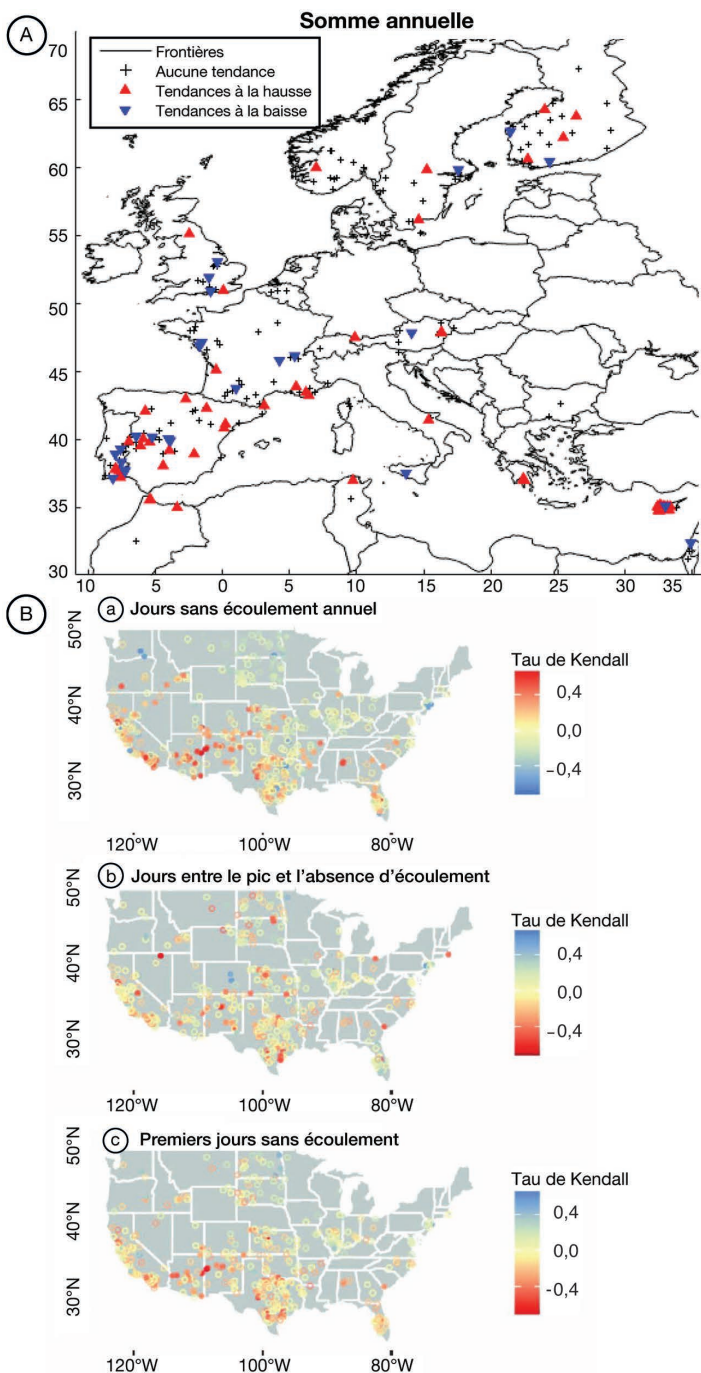
Même s'il existe encore peu de modélisations prospectives de l'intermittence robustes au niveau français et mondial, notamment du fait du manque de données hydrologiques dans les cours d'eau intermittents (Messager *et al.*, 2021), de récents efforts indiquent des hausses de l'intermittence dans beaucoup de régions du globe, et particulièrement dans la moitié sud de la France, ainsi qu'une hausse des transitions de régimes hydrologiques pérennes vers intermittents dans la plupart des scénarios du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Abbasi *et al.*, 2024 ; figure 1.5). À l'inverse, certains cours d'eau intermittents naturels devraient devenir pérennes en Sibérie et dans certaines parties du Canada et de l'Alaska en raison des hivers plus chauds (Döll et Schmied, 2012 ; Zipper *et al.*, 2021), mais aussi dans les Alpes françaises, et des cours d'eau méditerranéens devenir pérennes du fait de rejets anthropiques (Tramblay *et al.*, 2021 ; figure 1.5).



**Figure 1.4.** Anomalie de la longueur moyenne (en kilomètres) du réseau hydrographique soumise à l'intermittence au temps présent dans trois scénarios d'émission de gaz à effet de serre pour six cas d'étude en Europe, dont l'Albarine en France.

Source : d'après Mimeau *et al.*, 2024 (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Les lignes fines représentent les résultats des cinq modèles de circulation générale (MCG) réduits, tandis que les lignes plus larges représentent la moyenne lissée des cinq modèles. La ligne grise montre l'évolution sur la période de référence utilisée (1960-2021). L'échelle de l'axe des Y est différente pour chaque réseau hydrographique. SSP : *shared socio-economic pathways*.



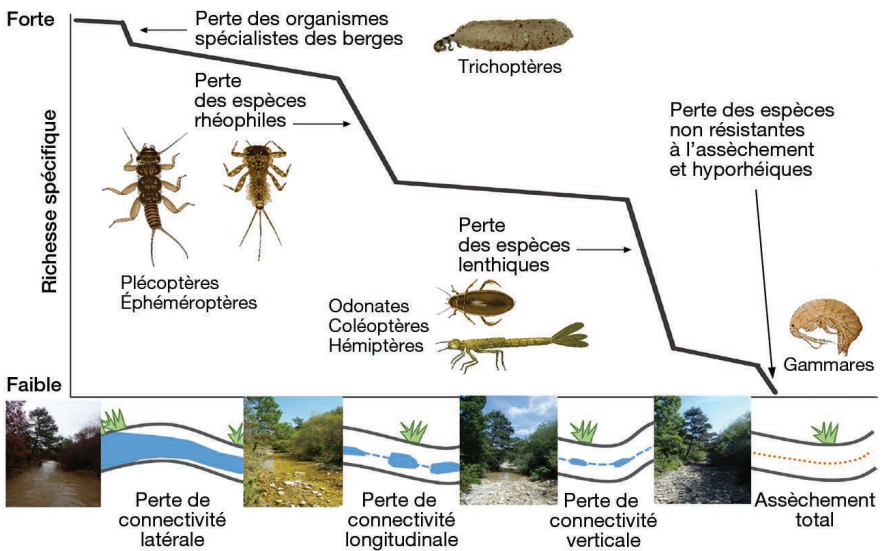
**Figure 1.5.** Analyses de tendances des épisodes d'assèchement sur les stations hydrométriques en Europe (A) et aux États-Unis (B).

En rouge, les tendances significatives indiquant une hausse des assèchements, en bleu, une baisse. Les croix sans couleur (A) ou les cercles jaunes (B) indiquent l'absence de tendances.

Source : A) d'après Tramblay *et al.*, 2020 © 2020 IAHS, reproduit avec l'autorisation d'Informa UK Limited, opérant sous le nom de Taylor & Francis Group ([www.tandfonline.com](http://www.tandfonline.com)) au nom de IAHS; B) d'après Zipper *et al.*, 2021 (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

# La biodiversité aquatique des cours d'eau intermittents

D'un point de vue théorique, une séquence d'assèchement s'accompagne de changements brutaux des structures et des compositions des communautés aquatiques (figure 1.6). Par exemple, les invertébrés benthiques sont tout d'abord affectés sur les berges par la contraction du cours d'eau. Puis, lors de la cessation d'écoulement, les organismes rhéophiles (qui ont besoin de courant) disparaissent au profit des organismes lenticques (qui ont besoin d'eau stagnante). Une fois le lit ainsi que la zone hyporhéique sous-jacente asséchés, ce sont les organismes non résistants à la dessiccation et ceux pouvant utiliser la zone hyporhéique de manière temporaire en tant que refuge qui sont alors affectés (Boulton, 2003).



**Figure 1.6.** Séquence théorique d'un assèchement montrant les étapes clés et les effets attendus sur la composition d'invertébrés aquatiques.

Source : d'après Boulton, 2003.

Des microbes aux mammifères, les cours d'eau intermittents abritent une riche biodiversité, malgré la perception qu'une rivière sans eau n'est pas vivante. Notamment, les micro-organismes (bactéries, archées, protozoaires, champignons, cyanobactéries et algues) se développent à la fois à la surface du lit (habitats benthiques) et dans la colonne d'eau, et représentent ainsi la base des réseaux trophiques aquatiques (Battin *et al.*, 2016; Vander Vorste *et al.*, 2021). L'intermittence peut générer, au moins ponctuellement, des conditions environnementales distinctes de celles observées dans les cours d'eau pérennes aux alentours, que ce soit les conditions thermiques, en oxygène dissous, trophiques, ou les conditions hydrauliques : ces contrastes entraînent des différences de composition et de structures des communautés de micro-organismes avec les cours d'eau pérennes (Romaní *et al.*, 2017). Ces communautés jouent un rôle pivot dans le fonctionnement écologique des réseaux hydrographiques, en assurant des fonctions telles que la décomposition de la matière organique, notamment terrestre (del Campo *et al.*, 2021), ou la dénitrification (Krause *et al.*,

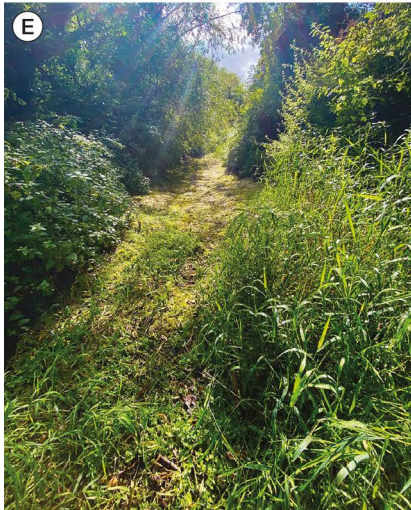
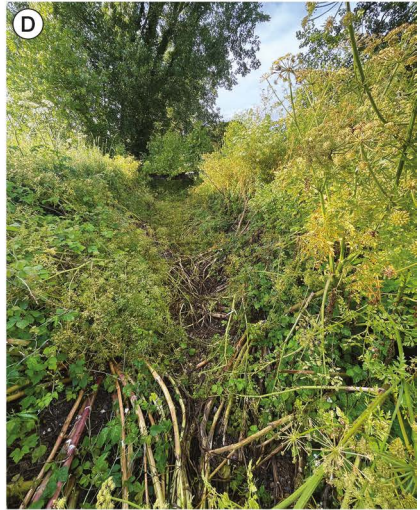
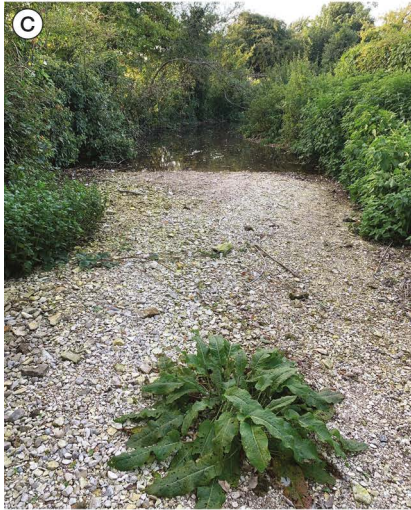
2013). Longtemps difficilement accessible du fait de sa taxonomie, une quantification de la diversité microbienne est désormais plus abordable et précise grâce aux récentes avancées des outils moléculaires (Foulquier *et al.*, 2024).

Les communautés végétales des cours d'eau intermittents peuvent également être très diversifiées, du fait des conditions lotiques, lentiques et terrestres qui peuvent exister ponctuellement (figure 1.7). Plusieurs groupes fonctionnels sont représentés, y compris les plantes émergentes et submergées (Casanova et Brock, 2000). Des héliophytes émergentes, telles que les Cyperaceae et les Juncaceae, tolèrent un assèchement de la biomasse aérienne et enfuie, alors que les plantes submergées meurent souvent lors des assèchs. Par contre, des graines peuvent montrer de fortes résistances à la dessiccation, formant ainsi une « banque de graines » qui est un atout des communautés végétales pour persister dans les cours d'eau intermittents.

Les invertébrés aquatiques sont sans doute les organismes les mieux étudiés des cours d'eau intermittents (Leigh et Datry, 2017). Les conditions environnementales dynamiques associées aux phases hydrologiques influencent la composition, l'abondance et la diversité des invertébrés (Datry *et al.*, 2023a). En moyenne, la richesse taxonomique locale (diversité alpha) des invertébrés aquatiques des cours d'eau intermittents est inférieure à celle des rivières pérennes de taille équivalente (Soria *et al.*, 2017). Cependant, la coexistence dans un réseau hydrographique de phases lotiques et lentiques, et de stades de successions écologiques différents en réponse à la variabilité spatio-temporelle des assèchements, favorise la biodiversité aquatique à l'échelle régionale (Crabot *et al.*, 2021 ; Datry *et al.*, 2023a). Ainsi, les cours d'eau intermittents peuvent, contrairement à ce qui est supposé, contribuer fortement à la biodiversité aquatique à une échelle régionale (diversité bêta).

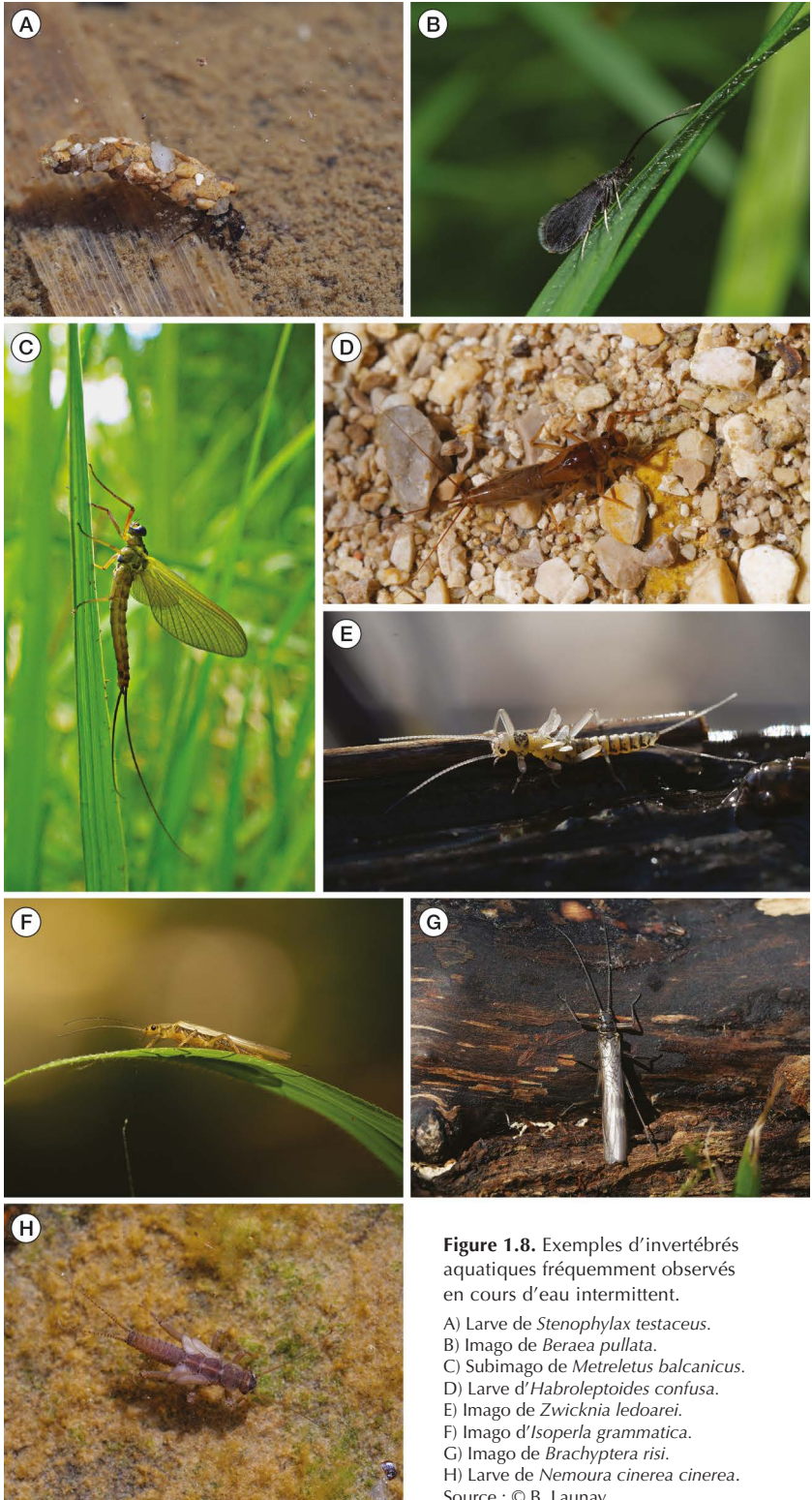
Des cortèges d'invertébrés peuvent être typiques de l'intermittence, car possédant des adaptations et des capacités de résistance (figure 1.8). C'est le cas du trichoptère *Stenophylax testaceus*, de l'éphéméroptère *Habroleptoides confusa* ou encore des plécoptères *Zwickyia ledoarei*, *Isoperla grammatica* complex, *Brachyptera risi* et *Nemoura cinerea cinerea*. Mais, de manière générale, la composition des communautés change le long des gradients d'intermittence, les communautés aquatiques des cours d'eau les plus intermittents étant des sous-ensembles des espèces trouvées dans les cours moins intermittents ou pérennes (Datry *et al.*, 2014). Toutefois, des communautés d'invertébrés distinctes caractérisent chaque phase hydrologique. Par exemple, les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères dominent les phases lotiques, alors que les odonates (libellules et demoiselles), les coléoptères aquatiques et les hémiptères dominent les phases lentiques (Bonada *et al.*, 2007). Il semble que certains groupes, complexes d'un point de vue taxonomique, soient également très organisés le long de gradients d'intermittence, les chironomes par exemple (Verdier *et al.*, 2024). Les développements en écologie moléculaire vont permettre de mieux comprendre l'organisation des communautés d'invertébrés dans les cours d'eau intermittents.

Les poissons habitent fréquemment les cours d'eau intermittents, même les cours d'eau très intermittents des régions arides d'Afrique, d'Amérique du Sud et d'Australie (Allen *et al.*, 2002 ; Kerezy *et al.*, 2017). Il existe également des espèces inféodées aux cours d'eau intermittents méditerranéens (figure 1.9). Comme pour les invertébrés aquatiques, la diversité de ces communautés est souvent plus faible que dans les cours d'eau pérennes équivalents, les adaptations physiologiques à la dessiccation étant rares (Kerezy *et al.*, 2017).



**Figure 1.7.** Différents types de végétation dans des lits asséchés de cours d'eau.

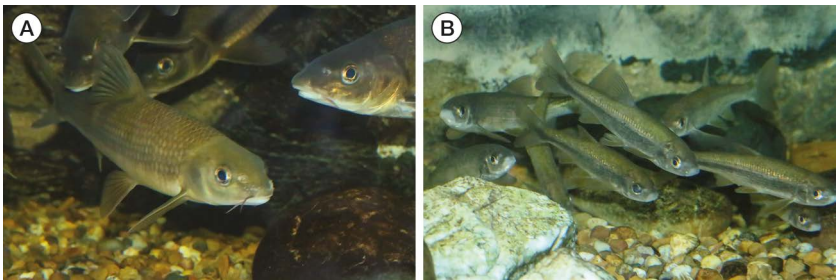
A) Algues séchées, River Og, Wiltshire.  
 B) *Helosciadium nodiflorum*, Bourne Rivulet, Hampshire.  
 C) *Rumex* sp., Gypsey Race, Yorkshire.  
 D) *Oenanthe crocata*, River Crane, Dorset.  
 E) *Phalaris* sp.  
 Source : A) à D) © T. Sykes; E) © P. Meadows.



**Figure 1.8.** Exemples d'invertébrés aquatiques fréquemment observés en cours d'eau intermittents.

- A) Larve de *Stenophylax testaceus*.
  - B) Imago de *Beraea pullata*.
  - C) Subimago de *Metreletus balcanicus*.
  - D) Larve d'*Habroleptoides confusa*.
  - E) Imago de *Zwicknia ledoarei*.
  - F) Imago d'*Isoperla grammatica*.
  - G) Imago de *Brachyptera risi*.
  - H) Larve de *Nemoura cinerea cinerea*.
- Source : © B. Launay.

Toutefois, des espèces peuvent respirer de l'oxygène atmosphérique, comme le poisson-chat africain à dents pointues (*Clarias gariepinus*). Mais la persistance des poissons en cours d'eau intermittents est très souvent liée aux capacités des poissons à fuir les assèchements et à revenir coloniser les tronçons intermittents après les remises en eau (Davey et Kelly, 2007). Parfois, les mouilles déconnectées (phases lenticques) peuvent offrir un refuge pour les poissons (Datry *et al.*, 2023a). Dans certains contextes, les cours d'eau intermittents sont utilisés de manière préférentielle par des espèces piscicoles : la fraie et l'élevage de juvéniles de saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), une espèce en voie de disparition au niveau nord-américain, se font exclusivement dans les têtes de bassin versant intermittentes (Wigington *et al.*, 2006). D'autres espèces profitent sans doute des plus faibles compétitions et prédatations dans ces tronçons intermittents, tout en bénéficiant de fortes ressources, notamment terrestres.

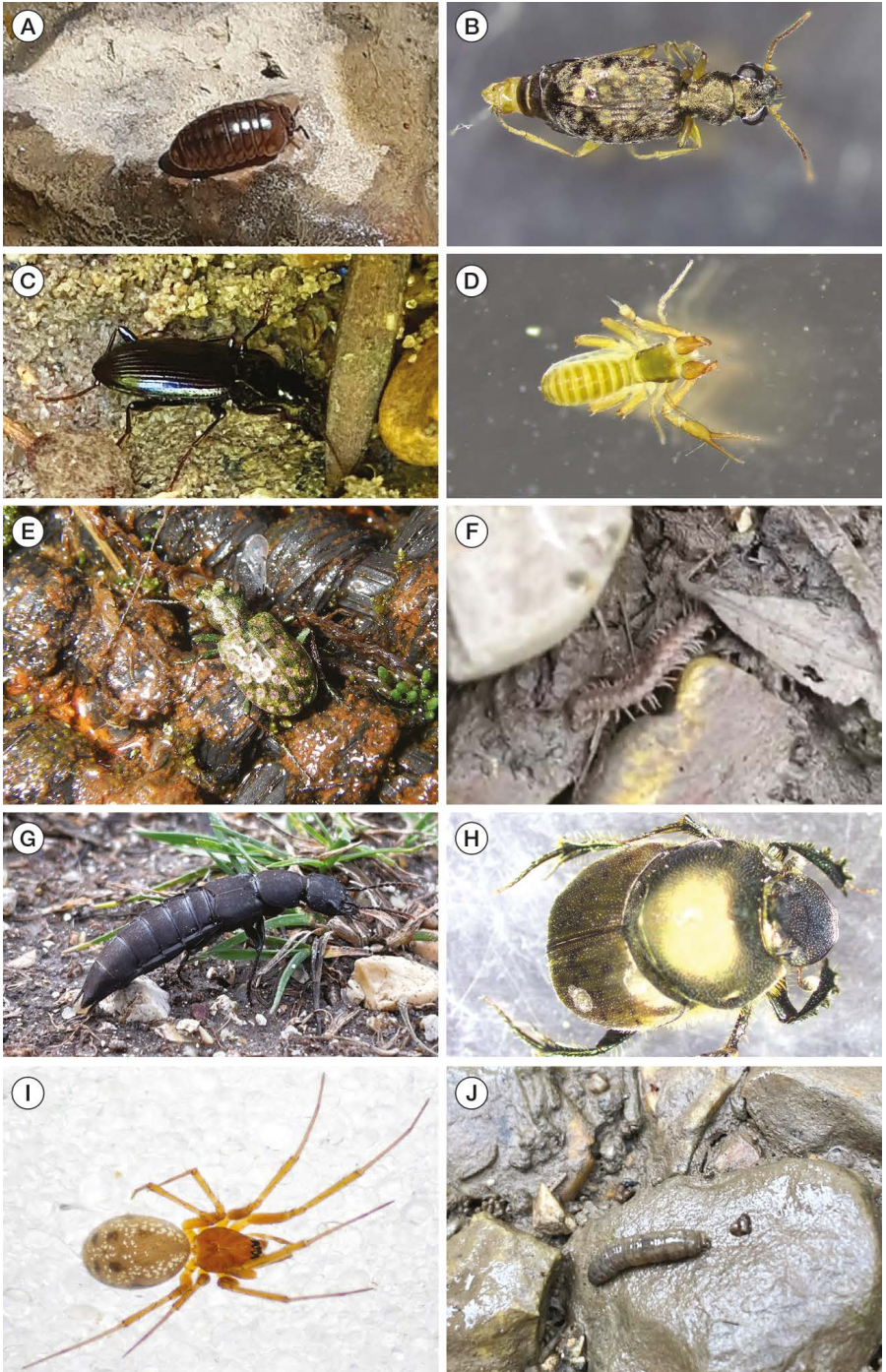


**Figure 1.9.** Exemples de poissons cyprinidés de cours d'eau intermittents méditerranéens. A) *Luciobarbus microcephalus*. B) *Squalius alburnoides*. Source : © Angelluis/Adobe Stock.

## La biodiversité terrestre des cours d'eau intermittents

Les cours d'eau intermittents sont également, de manière récurrente, des écosystèmes terrestres, bien que leur place le long du continuum terrestre-aquatique reste à clarifier. Ils sont alors occupés par des organismes terrestres allant des micro-organismes aux grands mammifères. Les connaissances concernant les micro-organismes occupant les lits asséchés restent parcellaires, même s'il semble que des communautés particulières s'y développent, ne ressemblant ni à celles d'un sol, ni à celles d'un lit de rivière en eau (Arce *et al.*, 2019 ; Foulquier *et al.*, 2024). Les invertébrés terrestres et semi-aquatiques, notamment des insectes comme les carabes ou les fourmis, les arachnides, les mille-pattes, les crustacés, les escargots, les collemboles et les vers, sont très fréquemment trouvés abondamment dans les lits asséchés (Steward *et al.*, 2022 ; figure 1.10). La composition de ces communautés diffère de celle des communautés des zones ripariennes adjacentes (Corti *et al.*, 2013 ; Steward *et al.*, 2022).

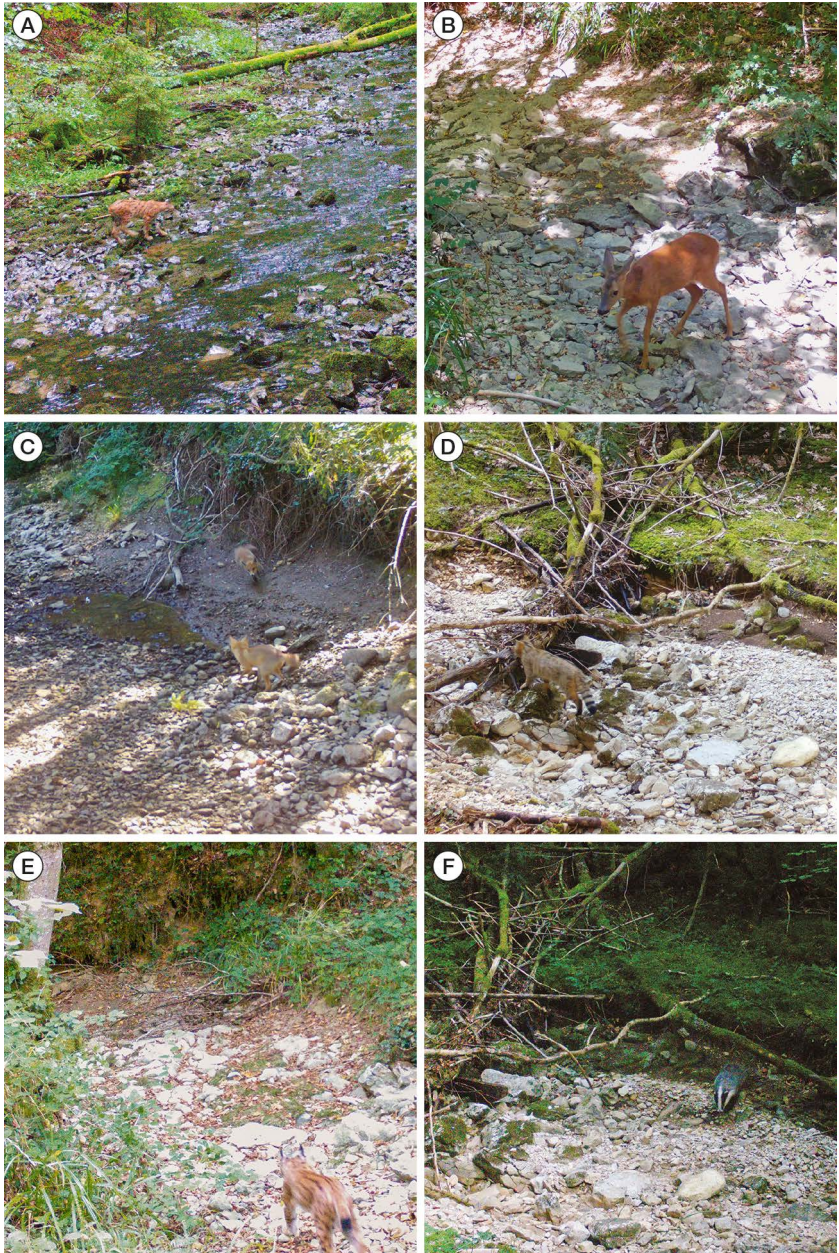
D'autres espèces non exclusivement aquatiques, telles que des amphibiens, des reptiles, des oiseaux et des mammifères, utilisent les cours d'eau intermittents. Dans les zones arides ou méditerranéennes, où l'eau est limitée, l'existence de mouilles déconnectées attire de nombreux organismes. Par exemple, les amphibiens dont les cycles de vie sont à la fois aquatiques et terrestres peuvent être très présents, de même que de nombreux reptiles. Des espèces d'oiseaux qui ne dépendent pas de l'eau se rassemblent souvent dans les zones ripariennes pour se percher et se reproduire (Vander Vorste *et al.*, 2020).



**Figure 1.10.** Exemples d'invertébrés terrestres fréquemment observés dans les lits de rivières asséchées en France.

A) *Armadillidium* sp. B) *Asaphidion curtum*. C) Carabe. D) *Chthonius ischnocheles*. E) *Elaphrus riparius*. F) Millipède. G) *Ocyopus olens*. H) *Onthophagus coenobita*. I) *Tenuiphantes tenuis*. J) Tipulidae.  
 Source : A) © R. Sarremejane; B), C), H) et I) © R. Collier; E) © Ursula Smith/Buglife; C), F) et J) © P. Meadows; G) © T. Sykes.

Des mammifères, allant des rongeurs aux éléphants ou aux hippopotames, sont typiquement associés à l'intermittence (Sánchez-Montoya *et al.*, 2022). Des observations de mammifères prédateurs (renard, chat forestier ou lynx) sont régulièrement faites lors de phases d'assèchement, sans doute liées à de la prédation ou à de l'abreuvement (figure 1.11).



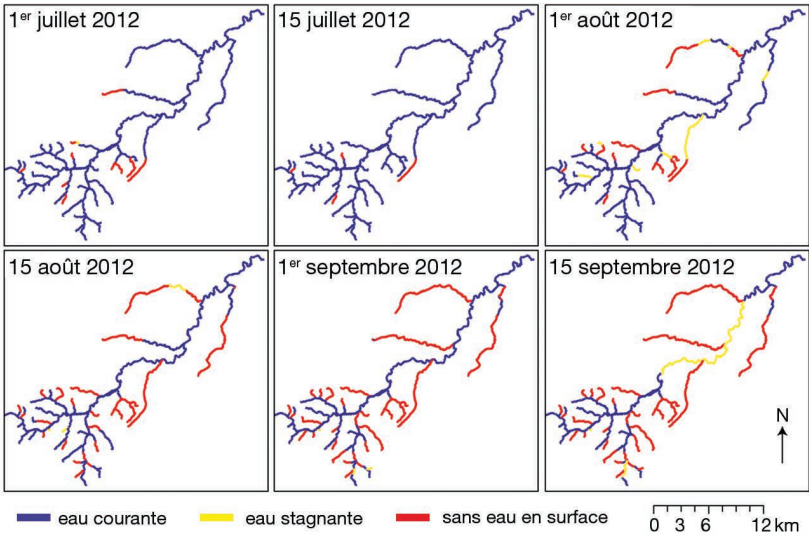
**Figure 1.11.** Exemples de mammifères observés (pièges photos) dans les lits de cours d'eau intermittents en mouilles déconnectées ou en assèchement.

A) Lynx boréal adulte (*Lynx lynx*). B) Biche (*Cervus elaphus*). C) Renard roux (*Vulpes vulpes*). D) Chat forestier (*Felis silvestris silvestris*). E) Jeune lynx (*Lynx lynx*). F) Blaireau européen (*Meles meles*).  
Source : © INRAE.

Les lits de cours d'eau asséchés peuvent également être utilisés comme des corridors de dispersion ou de déplacement dans les paysages terrestres : c'est le cas pour les lézards, les oiseaux, les rongeurs, les lagomorphes, les carnivores et les ongulés (Sánchez-Montoya *et al.*, 2016).

## L'assèchement fragmente les réseaux hydrographiques

Si les assèchements exercent une contrainte locale forte pour les communautés biologiques aquatiques et les fonctions écologiques, ils agissent également comme des sources de fragmentation temporaire des réseaux hydrographiques. Au contraire des sources de fragmentation permanente d'origine humaine (ex. : seuils, barrages), ces fragmentations par les assèchements sont très dynamiques dans le temps et l'espace (Datry *et al.*, 2023a). La figure 1.12 illustre l'évolution des conditions lotiques, lenticques et terrestres dans un petit bassin de l'ouest, Le Thouaret.



**Figure 1.12.** Dynamique des conditions hydrologiques et de la fragmentation d'un petit bassin versant, Le Thouaret, Deux-Sèvres.

Source : d'après Datry *et al.*, 2016 © 2016 John Wiley & Sons Ltd.

De manière continue, en réponse aux précipitations et aux variations des niveaux des nappes phréatiques sous-jacentes, l'agencement des phases hydrologiques (lotiques, lenticques et terrestres) varie, induisant une reconfiguration constante des habitats et des communautés biologiques associées. Les effets locaux présentés précédemment sur les communautés biologiques génèrent ainsi une constante réorganisation des communautés, ce qui peut produire une forte biodiversité régionale, malgré des métriques de biodiversité plutôt faibles localement. Ceci est dû au fait qu'à tout moment, les compositions locales peuvent être très différentes les unes des autres dans chacun des tronçons intermittents d'un réseau hydrographique (Gianuca *et al.*, 2024). Mais l'assèchement génère aussi des fragmentations qui peuvent avoir des effets sur l'accès aux refuges autant que sur les dynamiques de recolonisation de

tronçons précédemment asséchés (Gauthier *et al.*, 2020). Les flux d'organismes, mais aussi de ressources, sont altérés, ce qui peut avoir des conséquences sur les communautés d'organismes retardées dans le temps (effets mémoire) ou l'espace (effets cascade) (López-Rojo *et al.*, 2024 ; Messenger *et al.*, 2024). Cela est d'autant plus fort pour les organismes qui ne disposent pas de stades aériens dans leur cycle de vie, comme les crustacés, les mollusques ou les poissons. Si ces effets sont encore mal compris, notamment quand ils se surimposent à ceux de fragmentations permanentes (Gauthier *et al.*, 2021), ils doivent être pris en compte, et particulièrement dans un contexte de changement climatique où ce type de fragmentation va devenir de plus en plus présent.

Les refuges qui restent en eau (avec ou sans courant) jouent un rôle majeur dans la persistance des organismes aquatiques dans les réseaux hydrographiques. Ces refuges peuvent être des tronçons pérennes à l'amont, à l'aval ou dans des affluents, des masses d'eau adjacentes aux cours d'eau (ex. : étangs, bras morts) ou la zone hyporhéique située sous le lit des cours d'eau, et qui peut parfois rester en eau durant les phases d'assèchement en surface. Les organismes peuvent accéder à ces refuges, où en revenir durant les phases en eau, de manière active (vol, nage) ou passive en se laissant dériver dans le courant, en fonction de leur capacité à disperser. D'autres organismes, du fait de leur taille et de leur forme, peuvent se faufiler dans les sédiments et se réfugier dans la zone hyporhéique sous-jacente au lit des cours d'eau. Par exemple, dans les cours d'eau intermittents à lit de gravier, il a été montré que la résilience des communautés d'invertébrés aquatiques aux assèchements est principalement liée à la présence d'une zone hyporhéique sous-jacente accessible, plutôt qu'à des recolonisations à partir de refuges en amont et de dérive des organismes avec le courant (Vander Vorste *et al.*, 2016 ; Fournier *et al.*, 2023). Enfin, les formes de résistance à la dessiccation évoquées précédemment permettent une « dispersion dans le temps », même si, en général, plus l'assèchement dure longtemps, moins ces formes contribuent à la persistance des communautés (Stubbington et Datry, 2013).

Le fort dynamisme des conditions hydrologiques des cours d'eau intermittents et la prévalence des phénomènes d'assèchement, qu'ils soient naturels ou d'origine anthropique, appellent à revisiter le concept même de réseau hydrographique ou à le redéfinir. En effet, tout réseau hydrographique contient des cours d'eau intermittents, ne serait-ce que dans ses têtes de bassin versant (Benstead et Leigh, 2012 ; Datry *et al.*, 2023a). Ainsi, il faut désormais voir l'intermittence comme une norme de nos cours d'eau, et non plus comme une exception.

Par ailleurs, ce fort dynamisme des conditions hydrologiques implique qu'à tout moment les cours d'eau pérennes sont connectés aux cours d'eau intermittents (ex. : figure 1.12), et bien souvent aux eaux souterraines. Ces connectivités multiples peuvent avoir lieu tant en surface que dans le milieu souterrain, et devraient représenter un pilier majeur des sciences aquatiques et de la gestion des ressources en eau (Datry *et al.*, 2023a). Pourtant, nous en sommes encore loin.

## Fonctions et services écosystémiques dans les cours d'eau intermittents

De manière générale, les cours d'eau transportent divers composés dissous et particuliers, tels que des nutriments (ex. : azote, phosphore) et de la matière organique, qui constituent la base des réseaux trophiques et du fonctionnement

des écosystèmes (Meybeck, 1982). Car les cours d'eau ne sont pas de simples « conduits » pour ces éléments : ceux-ci sont transformés au sein des cycles biogéochimiques, et les cours d'eau peuvent agir comme d'importants bioréacteurs. Par exemple, la contribution des cours d'eau au cycle du carbone est beaucoup plus forte que présumé jusqu'à récemment (Battin *et al.*, 2008).

Les cours d'eau intermittents jouent également leurs rôles dans les cycles biogéochimiques. Toutefois, pour les fonctions écologiques sous-jacentes à ces cycles, l'assèchement joue un rôle perturbateur tant localement que régionalement. Localement, l'absence d'eau altère les fonctions telles que la respiration, la décomposition de la litière terrestre ou la nitrification, que ce soit *via* une modification directe des communautés biologiques impliquées, ou indirectement par modifications des conditions environnementales les favorisant (Datry *et al.*, 2023a). Régionalement, en réduisant les flux de matières, l'assèchement peut générer des inadéquations entre ressources et consommateurs : par exemple, des quantités importantes de litière terrestre s'accumulent sur des lits asséchés, alors que les décomposeurs sont absents du fait de l'assèchement. Mais ces accumulations réduisent les flux à l'aval, et des communautés de décomposeurs peuvent alors manquer de ressource dans les tronçons pérennes à l'aval (Sarremejan *et al.*, 2024).

La colonisation des lits asséchés par des organismes terrestres (ex. : insectes, mammifères) et par des plantes peut également modifier la dynamique de la matière organique et des nutriments grâce à l'accumulation de matières terrestres, ou en facilitant le transfert de matière organique aquatique vers la zone riparienne par la consommation des algues, des insectes, des poissons morts, etc. (Barthelemy *et al.*, 2022). Dans les mares déconnectées, en réponse à l'accumulation de matière organique combinée à des taux de respiration élevés et au manque d'oxygène lorsque la température de l'air augmente, des conditions anaérobies ou hypoxiques se développent. En conséquence, des fonctions écologiques différentes se mettent en place, telles que la dénitrification ou la méthanogenèse (von Schiller *et al.*, 2011 ; Gómez-Gener *et al.*, 2016 ; Silverthorn *et al.*, 2025).

La reprise des écoulements peut entraîner des flux massifs de matière organique et de nutriments dans les tronçons à l'aval (Corti et Datry 2012 ; figure 1.13). Les conséquences peuvent aller de la stimulation de chaînes trophiques en cas d'apports modérés, à des anoxies massives sur des dizaines de kilomètres en cas de fortes quantités de matières, générant des mortalités importantes, notamment de poissons (Datry *et al.*, 2023a). Ces matières peuvent également poser problème dans les installations humaines (ex. : turbines, ouvrages). Enfin, ces remises en eau peuvent être le siège de flux importants de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère en lien avec la réactivation des communautés microbiennes (Datry *et al.*, 2018b).

L'intermittence a des conséquences majeures sur les services écosystémiques rendus disponibles par les réseaux hydrographiques. L'assèchement limite le captage des eaux de surface à des fins d'utilisation comme l'irrigation des cultures ou l'approvisionnement en eau pour la consommation (Datry *et al.*, 2018b ; 2023a). Cependant, dans de nombreuses régions, notamment méditerranéennes ou arides, une fraction importante de l'approvisionnement en eau provient de cours d'eau intermittents, ou d'eaux souterraines sous-jacentes. L'assèchement est également susceptible de réduire les populations de poissons qui soutiennent les activités piscicoles récréatives ou professionnelles (Datry *et al.*, 2023a). Les services dits « de régulation », tels que la purification de l'eau, l'atténuation des inondations ou la régulation du climat, sont parfois



**Figure 1.13.** Séquence de remise en eau, avec un front chargé en matière organique terrestre, sur l’Albarine, Ain, France.

Source : © R. Corti.

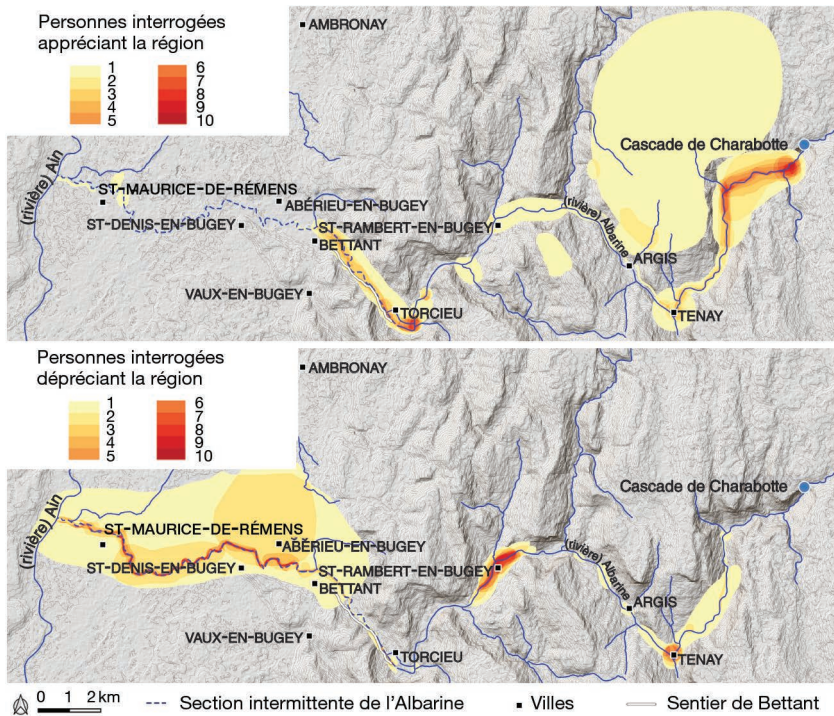
compromis par les assèchements. Ainsi, l’assèchement ralentit l’assimilation des nutriments — voire des polluants anthropiques —, même plusieurs semaines après la remise en eau, du fait des effets mémoire présentés précédemment. Par exemple, l’assimilation du carbone ou de l’azote est fortement ralentie durant un assèchement, tout comme la décomposition de la litière organique terrestre. L’assèchement peut aussi favoriser la fragmentation des microplastiques du fait des expositions aux ultraviolets, couplées à l’abrasion physique lors des remises en eau (Barthelemy *et al.*, 2024).

Mais les tronçons asséchés peuvent également s’avérer des sites cruciaux pour la régulation des crues et la recharge des nappes, notamment dans le cas d’une intermittence liée à des échanges nappe-rivière conséquents et à des infiltrations

massives vers les nappes (Datry *et al.*, 2018a). Des services culturels, tels que la navigation de plaisance, peuvent être réduits, même si l'assèchement peut engendrer de nouvelles opportunités d'activités touristiques dans des pays comme l'Australie ou le sud-ouest des États-Unis, incluant des événements festifs simulant les retours de l'eau dans le Queensland ou des randonnées dans les canyons asséchés de l'Utah. Ces impacts sont donc complexes, pas uniquement négatifs, mais dépendent aussi de la façon dont les gens perçoivent l'assèchement.

## Représentations de l'intermittence et inclusion dans la législation nationale

La perception par le public des cours d'eau intermittents est souvent négative : ils sont vus comme moins précieux que les cours d'eau qui coulent en permanence (Datry *et al.*, 2023a). Par exemple, une analyse des perceptions de plusieurs groupes de parties prenantes, allant des riverains aux élus et élues, d'un bassin versant du Bugey (Ain, France), a clairement montré que les secteurs permanents étaient considérés comme plus attrayants que les tronçons intermittents situés tout proches (Cottet *et al.*, 2023 ; figure 1.14). De même, les services écosystémiques des cours d'eau intermittents sont peu appréciés, quels que soient les contextes climatiques (Boulton, 2014 ; Datry *et al.*, 2018b). Même en Australie, où la nécessité d'intégrer l'intermittence dans les pratiques



**Figure 1.14.** Valorisation ou dévalorisation de secteurs d'un cours d'eau intermittent en fonction du degré d'intermittence.

Les secteurs pérennes (ligne continue) sont valorisés par le public, les secteurs intermittents (lignes discontinues) dévalorisés. Les points représentent les villes, et le chemin de promenade entre Bettant et Torcieu, dans l'Ain, est représenté par la ligne blanche. Source : d'après Cottet *et al.*, 2023 © 2022 Elsevier Ltd., avec leur autorisation.

de gestion est acceptée, l'importance des cours d'eau intermittents est peu appréciée, et les connexions hydrologiques entre les cours d'eau pérennes et intermittents souvent ignorées (Datry *et al.*, 2023a).

Un dialogue plus efficace doit être mis en place entre les scientifiques et l'ensemble des acteurs (gestionnaires, politiques, société) pour informer sur le fait que, malgré leur intermittence, ces cours d'eau offrent des services écosystémiques au même titre que les autres. Un des outils possibles, notamment pour informer le grand public, est la conduite de recherches participatives ou citoyennes impliquant ces parties prenantes. Un exemple réussi est l'application *open source* pour smartphone DRYRivERS, qui permet à tout un chacun de cartographier les assèchements partout dans le monde (Truchy *et al.*, 2023 ; figure 1.15). Cet effort a considérablement accru l'appréciation du public à l'égard de la nature et de la prévalence des cours d'eau intermittents, tout en permettant à des scientifiques de modéliser de manière mécanistique l'hydrologie de bassins versants comprenant de nombreux cours d'eau intermittents.

Une application de science citoyenne pour cartographier et suivre l'état d'écoulement des cours d'eau

Malgré leur prévalence, les cours d'eau intermittents sont encore mal connus. En utilisant cette application, simple et rapide, vous pouvez aider les scientifiques et les gestionnaires à mieux les connaître et donc à mieux les protéger!

Téléchargez l'appli DRYRivERS et utilisez-la lorsque vous êtes proches d'un ruisseau ou d'une rivière!

Google Play App Store

Conditions

- Filter**  
The water will be shown in connection with the filter and the category. There is.
- Discontinuated ponds**  
The water will be shown in connection with the filter and the category. There is.
- Dry**  
The water will be shown in connection with the filter and the category. There is.

[www.dryver.eu](http://www.dryver.eu) [info@dryver.eu](mailto:info@dryver.eu) [twitter.com/dryver\\_h2020](https://twitter.com/dryver_h2020)

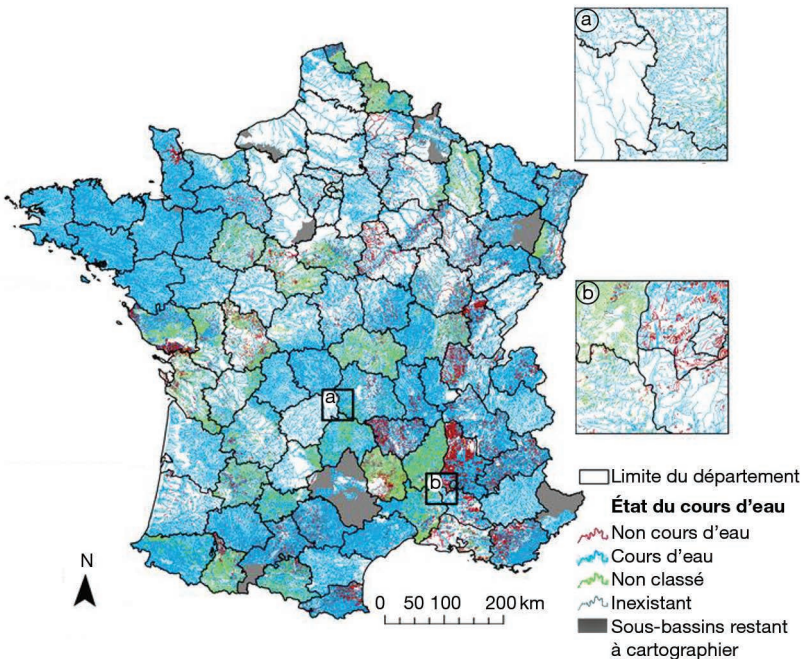
This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 869226

**Figure 1.15.** Présentation de l'application DRYRivERS, qui permet de suivre les assèchements d'un territoire donné.

Source : © DRYVER Consortium.

Il a notamment été un catalyseur pour l'organisation d'événements (conférences, débats, tables rondes, introduction de documentaires, ateliers dans des écoles, etc.) auprès du public. Enfin, il aide à connaître où et quand les cours d'eau s'assèchent, question simple, mais dont la réponse reste complexe, puisque les cours d'eau intermittents ont rarement été inclus dans les suivis nationaux, que ce soit les suivis de débits ou les suivis de surveillance liés à la DCE. C'est entre autres pour cela que le réseau ONDE<sup>5</sup> a été mis en place par l'OFB, (ex-Onema) en 2012. Toutefois, ce réseau est loin de rendre compte de l'importance spatiale et de la dynamique temporelle des assèchements (Beaufort *et al.*, 2018).

En France, le statut juridique des cours d'eau intermittents est actuellement ambigu. D'un point de vue légal, un cours d'eau est défini par trois critères complémentaires depuis 2015, « présence d'une source, d'un lit et d'un écoulement suffisant une majeure partie de l'année » (Messenger *et al.*, 2024). Mais l'appréciation de ces critères varie considérablement en fonction des départements et des contextes géographiques, et aucune homogénéisation n'a eu lieu à ce jour (figure 1.16). Et déterminer si l'écoulement est suffisant une majeure partie de l'année, compte tenu de ce qui précède, reste extrêmement compliqué. Ainsi, les efforts louables pour définir ce qui est un cours d'eau au sens de la police de l'eau conduisent trop souvent à exclure les cours d'eau intermittents, et ce, malgré les liens forts qu'ils ont avec les cours d'eau pérennes (Messenger *et al.*, 2024). Cette exclusion est dangereuse pour le bon



**Figure 1.16.** Carte nationale des cours d'eau protégés par la loi sur l'eau en France hexagonale en 2023.

Les zooms a) et b) illustrent des cas de discontinuités dans la densité de drainage ou la répartition de l'état des cours d'eau entre départements voisins. Source : d'après Messenger *et al.*, 2024 © 2024 American Chemical Society, avec leur autorisation.

5. <https://onde.eaufrance.fr/>

état global des masses d'eau du fait des connectivités multiples entre les cours d'eau intermittents et permanents, et entre les cours d'eau intermittents et les nappes phréatiques. Mais la France n'est pas une exception.

Aux États-Unis, depuis une dizaine d'années, les types de cours d'eau à inclure dans la protection fédérale ont fait débat, et l'intermittence a conduit à exclure bon nombre d'affluents (Sullivan *et al.*, 2020). Au niveau européen, c'est par les typologies des masses d'eau que les cours d'eau intermittents peuvent être inclus dans les mesures de suivis et de protection ; toutefois, très peu de pays, et uniquement ceux en zone méditerranéenne, ont créé, à l'image de l'Espagne, un type « intermittent » (Acuña *et al.*, 2014). Dans la typologie développée en France, les cours d'eau intermittents sont ignorés (Reyjol *et al.*, 2014). Ainsi, le suivi de leur état écologique n'est pas réalisé, ce qui serait de toute manière compliqué, puisque les outils de bio-indication et de surveillance en général (incluant les suivis hydromorphologiques et chimiques) ont été développés pour les cours d'eau pérennes : ils sont inefficaces en contexte intermittent (Crabot *et al.*, 2021).

À l'image des perceptions négatives dont il souffre, le cours d'eau intermittent est même défini comme « atypique » dans certains cadres réglementaires, comme la mise en place de débits minimaux du Code de l'environnement, si « son lit mineur présente des caractéristiques géologiques qui sont à l'origine de la disparition d'une part importante des écoulements naturels à certaines périodes de l'année ». Néanmoins, en cas d'atypisme, « la fixation d'un débit minimal inférieur est toutefois subordonnée à la condition que ce débit n'ait pas pour conséquence de détériorer l'état du cours d'eau non atypique situé immédiatement à l'aval »<sup>6</sup>. D'une part, mesurer ces conséquences reste un défi, et, d'autre part, les cours d'eau intermittents représentent 60% du linéaire de la BD Topo® (Messenger *et al.*, 2024) et, à l'échelle du réseau hydrologique théorique, 25 à 45% des cours d'eau sont intermittents (Snelder *et al.*, 2013). Cela fait de l'atypisme un phénomène plutôt répandu... et souligne l'urgence de mettre à jour les réglementations suite aux développements des connaissances de ces quinze dernières années.

---

6. Article R.214-111 du Code de l'environnement, version en vigueur depuis le 7 août 2019.  
<http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000017832650&cidTexte=LEGITEXT000006074220>



## 2. Intégrer l'intermittence dans les pratiques de gestion

Les sciences aquatiques, les pratiques et les outils de gestion des milieux aquatiques ont été développés à partir des cours d'eau pérennes et pour eux. Ainsi, les cours d'eau intermittents ont été en très grande majorité ignorés tant par les chercheurs que par les gestionnaires. Toutefois, un changement de paradigme est en cours, avec la reconnaissance de l'abondance et de l'importance de ces milieux, sans doute mises en lumière avec les effets déjà visibles du changement climatique (ex. : sécheresses de 2022 ou de 2025). Ainsi, depuis une dizaine d'années, les recherches se sont fortement accélérées et les connaissances sur ces milieux se sont développées de manière exponentielle. S'il reste encore beaucoup d'inconnues (voir la conclusion), nous sommes aujourd'hui en mesure de faire un certain nombre de recommandations pour intégrer l'intermittence dans les pratiques. Celles-ci sont présentées ci-dessous, organisées par grands thèmes. Le message clé de chaque thème est repris par une phrase introductive.

### Pourquoi intégrer l'intermittence ?

**Il n'est plus possible d'ignorer les connexions fortes, même si elles ne sont pas permanentes, entre les cours d'eau intermittents et l'ensemble des masses d'eau douce continentales, que ce soit les cours d'eau pérennes, les eaux souterraines ou les masses d'eau lenticues dans les bassins versants.**

Il est fondamental d'inclure l'intermittence dans la gestion des cours d'eau. D'une part, du fait de l'existence de très nombreux cours d'eau intermittents naturellement, et de leur altération dans le temps et l'espace en réponse au changement climatique et aux besoins humains croissants en eau. Des cours d'eau s'assèchent pour la première fois depuis quelques années, d'autres, historiquement intermittents, voient croître leur durée et leur étendue spatiale en assec, alors que des cours d'eau qui devraient être intermittents deviennent pérennes du fait du soutien d'étiage par des rejets d'eaux usées ou par la fonte des glaciers (Döll et Schmied, 2012). D'autre part, il n'est plus possible d'ignorer les connexions fortes, même si elles ne sont pas permanentes, entre les cours d'eau intermittents et l'ensemble des masses d'eau douce continentales, que ce soit les cours d'eau pérennes (Datry *et al.*, 2023a), les eaux souterraines ou les masses d'eau lenticues dans les bassins versants.

Une réelle gestion intégrée des bassins versants s'avère de plus en plus nécessaire et évidente à mettre en œuvre en tenant compte de ces milieux intermittents, d'autant que certains abritent une biodiversité unique, fournissent des services écosystémiques importants aux sociétés et sont liés aux masses d'eau dans tous les cas. La mise en œuvre de ces gestions intégrées, pourtant prônée par les politiques, reste timide en France, alors que gérer l'intermittence aujourd'hui aidera à gérer les cours d'eau de demain. En effet, il est fort probable que les cours d'eau intermittents naturels d'aujourd'hui soient les précurseurs des cours d'eau à venir sous changement climatique, ce qui pose des questions quant à la définition de l'état de référence dans les pratiques de restauration.

# Les cours d'eau intermittents sont partout

**Tout réseau hydrographique est composé de cours d'eau intermittents, en lien étroit avec les masses d'eau pérennes en surface et dans le milieu souterrain.**

Il est fondamental aujourd'hui de réaliser que tout réseau hydrographique est composé d'un assemblage de cours d'eau pérennes et intermittents en étroite connexion. Cette connexion est dynamique et se fait également avec les nappes phréatiques sous-jacentes et les milieux aquatiques latéraux. Que ce soit des têtes de bassin versant, dont l'essentiel est intermittent, ou des tronçons plus à l'aval, quand il ne s'agit pas d'affluents sur leur totalité, l'intermittence naturelle est partout. En réponse au changement climatique et aux besoins croissants en eau, de plus en plus de cours d'eau vont s'assécher. Ainsi, gérer la ressource en eau et les écosystèmes aquatiques doit inclure de manière forte les cours d'eau intermittents.

Si les sections suivantes concernent des points spécifiques, allant de la cartographie aux changements de perceptions de l'intermittence, le point discuté ici est qu'il faut arrêter d'exclure, de manière intentionnelle ou non, les cours d'eau intermittents.

## Cartographier les cours d'eau intermittents et suivre leur état d'écoulement

**Il existe plusieurs solutions pour identifier et suivre l'état d'écoulement des cours d'eau intermittents, allant des capteurs aux sciences citoyennes, en passant par la télédétection.**

Ce cours d'eau s'assèche-t-il ? Combien de cours d'eau intermittents sont localisés dans mon bassin versant ou ma région ? Combien de temps ce cours d'eau reste-t-il en assec ? Ces questions, simples en apparence, sont complexes. En effet, comme vu précédemment, les cours d'eau intermittents sont très dynamiques : il n'est pas rare de voir de l'eau couler dans des cours d'eau, pourtant très éphémères, après des pluies, quelle qu'en soit la saison. À l'inverse, certains ne s'assèchent que peu de temps en été et peuvent passer inaperçus.

Pour répondre aux questions précédentes, il existe trois options souvent complémentaires : utiliser les bases de données issues de différents efforts régionaux et nationaux (ex. : ONDE), installer des capteurs spécifiques (ex. : pièges photos) et utiliser la science citoyenne (ex. : DRYRivERS).

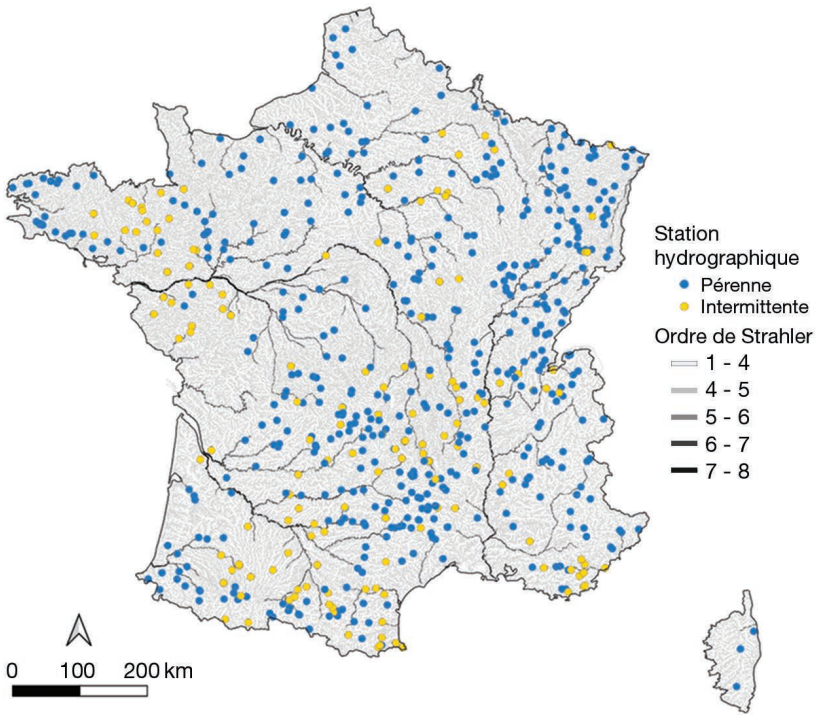
### Utiliser les données bancarisées

À ce jour, les données bancarisées à l'échelle régionale ou nationale sont peu nombreuses : les stations de la Banque Hydro<sup>7</sup> (Snelder *et al.*, 2013 ; figure 2.1) en conditions peu influencées sont rarement placées sur des cours d'eau intermittents, ce qui réduit fortement la capacité à les identifier sur un territoire donné. Et ce, alors que plus de 60 % du linéaire de la BD Topo<sup>®8</sup> (Messenger *et al.*, 2024) est classé comme intermittent en France hexagonale. Même si les informations de la BD Topo<sup>®</sup> sont à prendre avec précaution, car parfois ce ne sont pas des cours d'eau, mais des fossés qui sont cartographiés, où le caractère intermittent

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

8. <https://geoservices.ign.fr/bdtopo>

n'est pas forcément vérifié, ces chiffres montrent la très forte sous-représentation de l'intermittence dans les données hydrologiques françaises. Il est important de noter que les stations de jaugeage sont rarement précises pour mesurer de faibles débits ou des assèchements (Zimmer *et al.*, 2020).



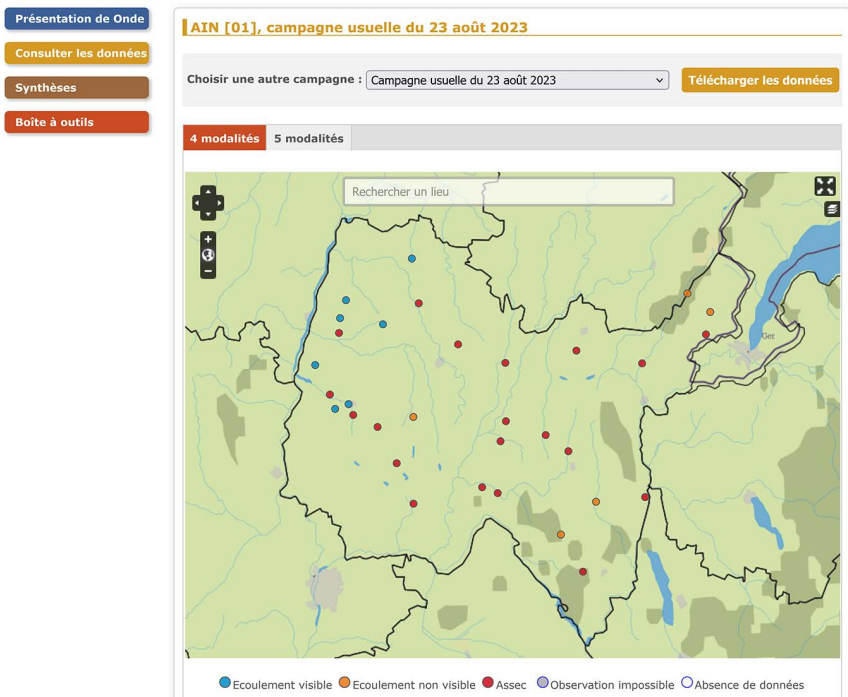
**Figure 2.1.** Stations de la Banque Hydro en conditions peu influencées, avec présence (jaune) ou absence (bleu) d'intermittence.

Source : © H. Pella.

C'est notamment ce qui a conduit l'OFB à développer le réseau ONDE depuis 2012, qui observe l'état d'écoulement des cours d'eau sur 3 230 stations sélectionnées de manière à couvrir une partie des petits cours d'eau non représentés dans les suivis de la Banque Hydro. Ainsi, tous les mois de mai à septembre, une inspection visuelle par des agents est réalisée de manière à classer l'état d'écoulement : écoulement visible, écoulement non visible ou assec (Beaufort *et al.*, 2018 ; figure 2.2).

Enfin, des référentiels existent également à des échelles plus régionales et de manière parsemée sur le territoire. Par exemple, « les Fédérations de pêche ont mis en place depuis 2006, en Charente, Charente-Maritime, Deux-Sèvres et Vienne, un suivi de l'écoulement des linéaires de cours d'eau de juin à septembre, sur les bassins sensibles, en parallèle des observations de l'OFB »<sup>9</sup>. Depuis 2020, ce suivi s'étend à des tronçons de rivière des départements de la Creuse, de la Dordogne, du Lot-et-Garonne et des Pyrénées-Atlantiques (complété par des observations des syndicats de l'Antenne, du Lot 47 et du Né).

9. Agence régionale de la biodiversité Nouvelle-Aquitaine, « Suivi de l'écoulement des linéaires de cours d'eau ». <https://www.biodiversite-nouvelle-aquitaine.fr/suivi-de-lecoulement-des-lineaires-de-cours-deau/>



**Figure 2.2.** État d'écoulement des points ONDE situés dans l'Ain en août 2023 (<https://onde.eaufrance.fr/acces-aux-donnees/departement/01/2023-08-23>, consulté le 13/03/2026).

Source : © ONDE, OFB.

Ces données sont utiles à la gestion de la ressource en eau en période d'étiage, et pour le suivi de l'évolution des niveaux d'eau dans un contexte de changement climatique. Elles ont également déjà été utilisées à des fins scientifiques pour quantifier les dynamiques de connexions et de déconnexions, les facteurs de contrôle et les conséquences en termes de dynamique de populations d'insectes et de poissons (Datry *et al.*, 2016).

## Installer des capteurs spécifiques

Dans de nombreux cas, mesurer l'intermittence implique d'installer des capteurs dédiés. Cela peut constituer des sondes dites « STIC » (*Stream Temperature, Intermittency, and Conductivity*; Chapin *et al.*, 2014), peu chères (~ 50 €/sonde) et qui permettent le suivi continu de la présence d'eau dans certains segments hydrographiques à enjeu afin d'établir leur degré de permanence (figure 2.3A). Toutefois, leur mise en place sur le terrain et leur suivi dans le temps peuvent être laborieux : dysfonctionnements fréquents, enfouissements ou emportements lors de crues, vandalisme (Vander Vorste *et al.*, 2016). Aussi ces sondes sont-elles plutôt préférées pour les petits ruisseaux peu sujets à des crues.

Des capteurs déportés sous forme de pièges photographiques sont de plus en plus utilisés pour suivre l'état d'écoulement des cours d'eau (figure 2.3B; Noto *et al.*, 2024; Sarremejane *et al.*, 2024). Installés en bordure de cours d'eau et programmés en *time lapse* à midi et à minuit (la présence ou l'absence d'eau se discerne bien grâce aux infrarouges), ils permettent de reconstituer des chroniques d'écoulements pour un prix modeste (~ 250 €/sonde), le risque principal étant le vol.

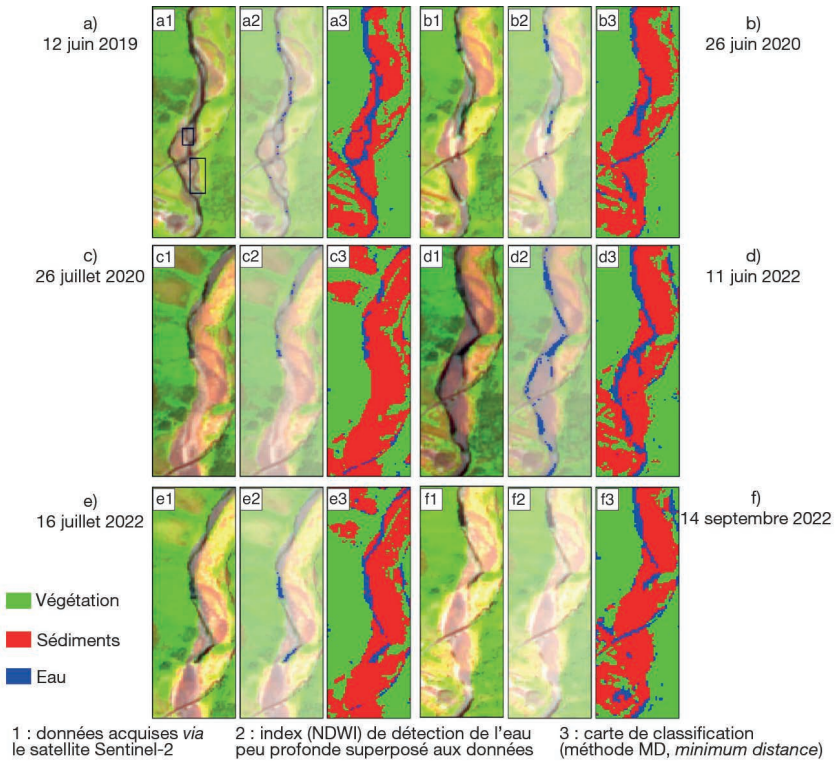


**Figure 2.3.** Deux types de capteurs utilisés pour les suivis d'assèchement.

A) Hobo®, dans un boîtier. B) Piège photo. C) Image captée d'un piège photo. Source : © T. Datry.

## S'appuyer sur la télédétection

La télédétection a ouvert de larges perspectives pour le suivi de l'état des cours d'eau intermittents. Les images aériennes permettent de réaliser des relevés rapides et étendus sur des tronçons intermittents, même si le lit de la rivière est difficile d'accès (Gao *et al.*, 2021). Les images satellites peuvent fournir des images multispectrales périodiques, parfois avec un temps de revisite inférieur à une semaine, de l'ensemble du réseau fluvial, permettant ainsi de suivre en permanence l'évolution des phases aquatiques (Cavallo *et al.*, 2025 ; figure 2.4). Le principal inconvénient de l'image satellite est sa résolution spatiale, qui entrave son application aux rivières et aux ruisseaux étroits, puisqu'avec les tout derniers satellites tels que SWOT, seuls les cours d'eau de plus de 100 m de large sont visibles, ce qui limite considérablement les objets à étudier (Altenau *et al.*, 2021) : en France hexagonale, environ 5 % du linéaire des cours d'eau (BD Topo®) serait ainsi visible. De même, les fréquences de passage sont assez faibles (deux ou trois par an au mieux), ce qui ne permet pas vraiment de décrire le régime hydrologique des cours d'eau intermittents.



**Figure 2.4.** Aperçu des possibilités d’identifier des secteurs en eau et en assèc à partir de données satellitaires et de méthodes de classification automatique. Ici, cas d’étude sur la rivière Mingardo (Italie), en saison sèche.

Source : d’après Cavallo *et al.*, 2025 (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## Déterminer les types et les régimes hydrologiques des cours d’eau intermittents

Il existe autant de types de cours d’eau intermittents que de cours d’eau pérennes, mais la distribution des assèchements dans le temps et l’espace permet de définir des types de fonctionnement écologique.

L’intermittence touche tous types de cours d’eau, que ce soit les petits ruisseaux en tête de bassin versant, les grandes rivières ou les fleuves côtiers, mais aussi des rivières en tresses, des rivières glaciaires, des rivières karstiques ou des cours d’eau méditerranéens : il existe donc autant de types de cours d’eau intermittents que de cours d’eau, l’intermittence n’étant pas à l’origine d’un type de cours d’eau (figure 2.5).

C’est essentiellement sur la base du régime d’assèchement, tant d’un point de vue spatial que temporel, qu’il est possible de définir des types de cours d’eau intermittents. Cette typologie peut aider à la gestion, par exemple pour définir des conditions de référence (biologiques, chimiques ou hydromorphologiques) ou des objectifs environnementaux. En effet, les métriques temporelles ou spatiales sont reconnues pour expliquer largement les fonctionnements biogéochimiques, biologiques et écologiques des cours d’eau, au cœur de la discipline qu’on appelle l’écohydrologie. Sur les composantes temporelles du régime hydrologique, des métriques hydrologiques (ex. : durée, fréquence, *timing* ou saisonnalité des assèchements).

**Figure 2.5.** Différents types de cours d'eau intermittents.

Source : A) à G), I), J), L) et M) © T. Datry ; H) © B. Launay ; K) et N) © M. Gauthier.



A) La rivière Lika, cours d'eau intermittent karstique en Croatie (région de Gospić), juin 2024.



B) Cours d'eau intermittent en contexte montagnard, le Clévioux, dans les Alpes françaises (Haute-Savoie, massif du Criou), juillet 2024. La fonte des nevés se termine, et le cours d'eau sera sec jusqu'aux pluies de l'automne.



C) Cours d'eau intermittent situé en tête de bassin versant dans le Bugey (Ain), le ruisseau de la Roche, mai 2022. L'arrêt des précipitations conduit rapidement à son assèchement complet durant plusieurs mois. Tout réseau hydrographique contient des ruisseaux intermittents dans les têtes de bassin versant, sauf situation exceptionnelle (drainage de nappe avec sources pérennes). Ainsi, quel que soit le type de cours d'eau et quelles que soient les typologies existantes, des cours d'eau intermittents sont toujours présents dans les têtes de bassin versant.

Figure 2.5. Suite.



D) L'Asse, rivière en tresses (Alpes-de-Haute-Provence), juin 2010. Elle a plusieurs tronçons intermittents, comme de nombreuses rivières en tresses du sud-est de la France (Buëch, Eygues, Lez, etc.), en lien avec les intenses interactions entre les eaux de surface et souterraines. Ces phénomènes sont observés dans les cours d'eau en tresses de montagne, de plaine ou méditerranéens, y compris dans des zones tropicales humides.



E) Le Chico Mayu, petite rivière en tresses (région du Chaparé, Bolivie), septembre 2015, localisée en plaine amazonienne (202 m au-dessus du niveau de la mer) et coulant vers un affluent majeur de l'Amazone (le Rio Mamore) dans une zone où la pluviométrie excède facilement 5 000 mm par an. Ainsi, même dans les zones les plus arrosées du monde, les cours d'eau sont naturellement intermittents lorsque les échanges nappe-rivières sont importants.



F) La Fox River, rivière en tresses sur la côte ouest de Nouvelle-Zélande, pourtant très pluvieuse (2 900 mm par an), décembre 2009.

Figure 2.5. Suite.



G) Le Rio Seco, cours d'eau intermittent de la région du Chaco bolivien, mai 2013. Ce cours d'eau de sable, qui a une saison sèche très marquée, ne coule que durant la période de pluie (décembre-mars). En France, il doit exister des cours d'eau similaires en région côtière notamment.



H) La Clauge, cours d'eau intermittent de la région du Jura (forêt de Chaux) dont certains secteurs restent en eau sous forme de petites mares déconnectées le long du lit principal, mares qui peuvent s'assécher ou se reconnecter en fonction des précipitations, juillet 2018.



I) Le Rio Arenoso, cours d'eau intermittent de la région des plaines centrales boliviennes, département de Cochabamba, en contexte semi-aride, octobre 2024. Il coule uniquement en saison des pluies du fait de l'absence de nappe phréatique. Des cours d'eau coulant sur des sédiments peu perméables ou imperméables sont courants dans les massifs cristallins (Massif armoricain, massif des Maures, etc.) en France.

Figure 2.5. Suite.



J) Le Rio Cruxati, cours d'eau intermittent de la région du Nordeste brésilien, octobre 2025. Ce cours d'eau cesse de couler durant la saison sèche qui est très marquée (avril-novembre), et subsiste sous la forme de petites mares déconnectées le long du lit principal. En France, les petits cours d'eau méditerranéens ont souvent des phases similaires, mais il est rare que les mares restent en eau tout au long de l'été.



K) Le Thouaret, cours d'eau intermittent de tête de bassin versant en milieu fortement anthropisé (Deux-Sèvres) en phase de mouilles déconnectées dont on devine l'eutrophisation en ce milieu de printemps, avril 2017. Ici aussi, les pressions sont multiples : rectification, rejets organiques, pression agricole et prélèvements.



L) Cours d'eau intermittent en contexte montagnard (sans nom) dans les Alpes françaises (Hautes-Alpes, massif des Écrins), juin 2023. La fonte des nevés se termine et le cours d'eau va disparaître jusqu'au printemps prochain.

Figure 2.5. Suite.



M) La Grande Barguelonne, cours d'eau intermittent de tête de bassin versant en milieu fortement anthropisé (Lot) juste avant son assèchement, avril 2017. Les pressions sont multiples : rectification, absence de zone riparienne, colmatage et pression agricole.



N) Cours d'eau intermittent karstique, s'écoulant sur une dalle calcaire et disparaissant dans une perte, côte ouest de Nouvelle-Zélande, février 2005. Un tiers du territoire hexagonal français est couvert de karst et comprend de nombreux cours d'eau similaires à celui-ci, comme dans le Jura, l'Ardèche, l'Hérault ou le Vercors.

On peut ainsi distinguer des cours d'eau qui s'assèchent en été ou en hiver, souvent pas longtemps, ou inversement, etc. Ces métriques sont en général de très bons déterminants des réponses biologiques et écologiques dans les cours d'eau (ex. : Datry, 2012 ; Datry *et al.*, 2018a ; 2018b ; Gauthier *et al.*, 2021). Toutefois, les quantifier demande de caractériser les régimes hydrologiques dans ces milieux, ce qui n'est pas simple, comme indiqué précédemment.

De la même manière, la façon dont s'agencent les assèchements au sein d'un bassin versant permet d'approcher le fonctionnement écologique d'un réseau hydrographique : si les têtes de bassin s'assèchent, les modalités de résilience de la biodiversité seront très différentes par rapport au cas où des tronçons en aval s'assèchent. C'est lié au fait que les écoulements constituent la voie principale de recolonisation par les organismes : une tête de bassin sera donc beaucoup plus lente à être recolonisée qu'une section en aval. On peut ainsi catégoriser les cours d'eau en fonction de la localisation majoritaire des assèchements : amont, médian, aval (Datry *et al.*, 2014).

## Causes et tendances de l'intermittence

**Déterminer les causes et les tendances de l'intermittence appelle une approche multidimensionnelle, le tout dans un contexte non linéaire de trajectoire climatique.**

Pour activer les bons leviers de la gestion, il convient en effet de déterminer les causes et les tendances des assèchements en prenant en compte non seulement l'analyse des données hydrologiques, mais aussi l'étude des conditions climatiques et des activités humaines. L'observation des débits des cours d'eau sur une longue période (quinze ans au moins) est indispensable pour identifier les tendances d'assèchement et les signaux de changement climatique (Tramblay *et al.*, 2021). Les données à long terme de stations hydrométriques permettent de détecter des baisses anormales. Par exemple, si l'on constate une diminution progressive des débits dans plusieurs rivières d'une même région, cela suggère soit un changement climatique, soit une surexploitation des ressources en eau — cette dernière étant la seule que l'on peut finalement gérer. L'analyse des niveaux des nappes phréatiques est également pertinente (Datry *et al.*, 2016). En effet, si les niveaux d'eau souterraine diminuent parallèlement à l'assèchement des rivières, cela peut indiquer une diminution du renouvellement des eaux souterraines, souvent due à des précipitations insuffisantes ou à une surexploitation des aquifères.

Le climat joue un rôle majeur dans l'assèchement des cours d'eau. Une analyse des précipitations à long terme permet de déterminer si une diminution des apports en eau est en cause. Une baisse des précipitations régulières peut résulter d'un changement climatique, de modifications dans les régimes des moussons ou d'un phénomène El Niño plus intense. Ce qui a été observé ces dernières années (depuis 2020) dans les Pyrénées-Orientales est un exemple en la matière, avec un déficit record de précipitations sur plusieurs années. L'augmentation des températures est un autre facteur déterminant. Une évaporation plus importante, combinée à des périodes prolongées de chaleur, peut entraîner une réduction significative des débits des cours d'eau. Par exemple, dans certaines régions semi-arides, les rivières saisonnières qui coulaient autrefois pendant plusieurs mois par an ne s'écoulaient plus que durant quelques semaines, voire disparaîtraient complètement en raison de la chaleur excessive. Dans le sud de la France, des régimes hydrologiques

deviennent de plus en plus intermittents, comme l'Argens (Var). Mais cela arrive aussi dans des bassins plus tempérés, comme celui de l'Albarine (Ain ; Mimeau *et al.*, 2024). De même, des cours d'eau alpins autrefois intermittents peuvent devenir de plus en plus pérennes en lien avec l'augmentation des températures et la fonte des glaciers, comme c'est le cas dans les Alpes suisses (Chanut *et al.*, 2023).

Les activités humaines ont un impact majeur sur l'assèchement des rivières. L'agriculture intensive est l'un des principaux facteurs de surexploitation des ressources en eau. L'irrigation excessive *via* les prélèvements phréatiques ou de surface peut considérablement réduire les débits (Jasechko et Perrone, 2021 ; Hare *et al.*, 2021). Les prélèvements excessifs pour l'industrie ou l'alimentation en eau potable peuvent également assécher des cours d'eau. L'aménagement des cours d'eau par des barrages et des détournements pour l'approvisionnement en eau potable et en électricité modifie également le débit naturel des rivières (Belletti *et al.*, 2020). Par exemple, le fleuve Colorado, aux États-Unis, atteint rarement son embouchure en raison des prélèvements massifs effectués en amont depuis plusieurs décennies (Gleick, 2003).

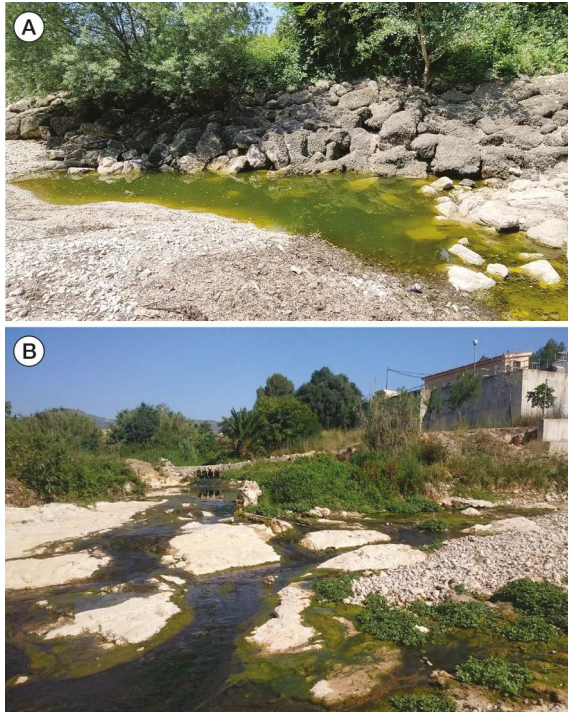
L'urbanisation rapide et la déforestation ont aussi des conséquences directes sur l'assèchement des cours d'eau. La destruction des forêts perturbe le cycle de l'eau en réduisant l'infiltration des précipitations dans les sols, ce qui diminue le rechargement des nappes phréatiques et, par conséquent, l'alimentation des rivières. Le prélèvement excessif pour l'alimentation en eau potable est une mauvaise gestion de l'eau, tout comme l'extraction illégale d'eau ou le rejet d'effluents industriels dans les rivières qui fragilisent encore davantage les écosystèmes aquatiques. Dans certaines régions, notamment en climat méditerranéen, le débit estival des cours d'eau peut être entièrement alimenté par des rejets d'eaux usées ou industrielles (Larned *et al.*, 2010). Ainsi, graduellement, le caractère intermittent naturel disparaît, mais les problématiques liées à la qualité des eaux augmentent (figure 2.6).

## Suivre l'état des cours d'eau intermittents

**Le suivi de l'état écologique des cours d'eau intermittents *via* les outils mis en place pour les cours d'eau pérennes est complexe. Il demande de l'expertise et des ajustements ; toutefois, ce suivi reste identique aux cours d'eau pérennes pour les aspects physico-chimiques et hydromorphologiques.**

Le suivi de l'état des cours d'eau intermittents présente plusieurs défis spécifiques liés à leur nature dynamique, aux conditions environnementales changeantes et aux développements des bio-indicateurs. Voici les principales difficultés rencontrées :

- l'absence d'eau complique l'échantillonnage des paramètres physico-chimiques, et l'évaluation hydromorphologique et biologique. Il est fréquent que les sites soient asséchés en période d'échantillonnage (avril-mai). L'écoulement peut être irrégulier d'une année à l'autre, influencé par le climat et l'utilisation des ressources en eau : un même site peut avoir des conditions hydrologiques et écologiques très différentes en fonction des saisons et des précipitations ;
- les indicateurs biologiques ont été produits pour les cours d'eau pérennes et ne sont pas adaptés aux cours d'eau intermittents. Le stress induit par l'assèchement peut marquer les communautés biologiques parfois plusieurs mois après la remise en eau, ce qui biaise l'estimation de l'état écologique et peut être confondu avec d'autres stress, dont ceux d'origine anthropique.



**Figure 2.6.** Rejets impactants de stations d'épuration dans des lits de cours d'eau intermittents qui devraient être asséchés.

A) Albarine (Ain, France). B) Sant Miquel (Catalogne, Espagne). Source : A) © H. Pella; B) Datry *et al.*, 2023a (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

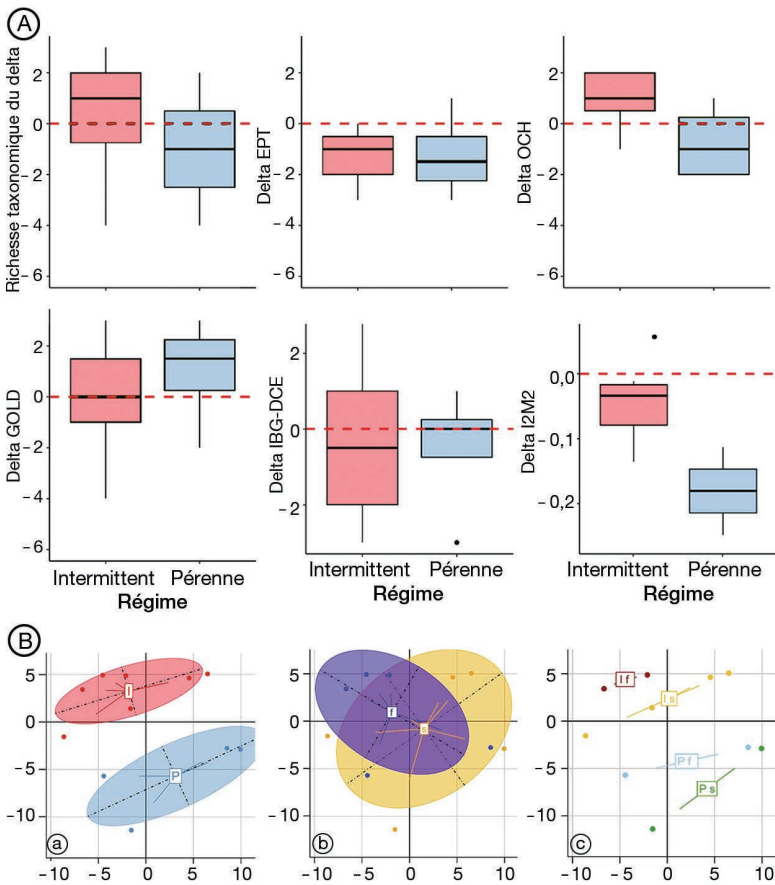
De plus, les références n'incluent pas de cours d'eau intermittents. Ainsi, de manière plutôt systématique, les indicateurs actuels sont défaillants en contexte intermittent (Cid *et al.*, 2020; Crabot *et al.*, 2021);

- les espèces répondant de manière différente à l'intermittence et aux stress chimiques et morphologiques, donc utilisables en bio-indication, sont des groupes peu connus et difficilement identifiables au-delà de l'ordre. Il s'agit des diptères, des hydracariens et des oligochètes notamment (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2015; Crabot *et al.*, 2021);

- il est difficile de déterminer à quel moment reprendre le suivi après une période de sécheresse. En automne, après les assèchements estivaux, les communautés sont non seulement plus réduites qu'au printemps du fait des traits d'histoires de vie des organismes (invertébrés notamment), mais aussi très marquées par les assecs (Datry, 2012).

De fait, les méthodes standardisées d'évaluation de la qualité des cours d'eau sont conçues pour les cours d'eau permanents et ne fonctionnent pas en contexte intermittent, ou très mal pour les composantes biologiques. Par exemple, sur l'Albarine, l'état écologique des tronçons intermittents recevant des effluents de stations d'épuration, pourtant assez impactants sur le milieu (ex. : *E. coli* et carbone organique total; Crabot *et al.*, 2021), est meilleur (mais bien en deçà du bon état) à l'aval des rejets qu'à l'amont (figure 2.7A). C'est l'inverse en contexte permanent sur la même rivière (Crabot *et al.*, 2021; figure 2.7A-B). Ceci est dû au fait que les rejets favorisent la permanence d'écoulement au détriment de la qualité physico-chimique de l'eau, et que les indicateurs standardisés, notamment basés sur les invertébrés (IBGN-DCE, I2M2), réagissent plus favorablement

à l'augmentation de la permanence qu'à la dégradation de la qualité des eaux (figure 2.7B; Crabot *et al.*, 2021). Ce biais génère aussi une vision tronquée de l'état écologique des masses d'eau, puisque, en contexte de référence, le bon état ne peut être atteint en cas d'intermittence dans une grande majorité des cas (Stubbington *et al.*, 2019; 2022; Soria *et al.*, 2020; Crabot *et al.*, 2021). À partir d'un cas d'étude, le seuil de permanence d'écoulement au-dessous duquel il n'est plus pertinent de mesurer l'état écologique avec les outils développés pour les cours d'eau permanents semble être de l'ordre de 80% (Crabot *et al.*, 2021). Toutefois, des travaux sont nécessaires dans des contextes contrastés pour tester la généralité de cette valeur et l'affiner. Plusieurs projets sont en cours pour définir la plage d'application des outils actuels en contexte intermittent — de même, des travaux sont en cours pour proposer des alternatives plus robustes.



**Figure 2.7.** A) Différences amont/aval des rejets pour la richesse des familles et les indicateurs biologiques (IBG-DCE et I2M2) globaux, EPT, OCH et GOLD, dans les tronçons intermittents (rouge) et pérennes (bleu). B) Projection des échantillons sur les deux premiers axes d'une ACP réalisée sur les abondances log-delta (différence absolue entre les rejets d'effluents en amont et en aval) regroupées par FR (a), saison (b) et les deux (c).

A) La ligne pointillée rouge indique l'absence d'effet des eaux usées. Les points noirs sont des outliers statistiques, c'est-à-dire des points aberrants. EPT désigne les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères; OCH les odonates, les coléoptères et les hétéroptères; GOLD les gastéropodes, les oligochètes et les diptères. B) I et P signifient respectivement « intermittent » et « pérenne », f et s signifient respectivement « automne » et « printemps ». Source : d'après Crabot *et al.*, 2021 © 2021 Elsevier Ltd., avec leur autorisation.

Les solutions sont de deux types : soit se restreindre aux approches actuelles en améliorant le grain taxonomique ou en ciblant des communautés biologiques différentes dans un souci de continuité, soit changer radicalement l'approche « DCE » dans un souci d'efficacité, mais qui rompt avec les suivis assurés depuis plusieurs décennies.

La première solution inclut l'utilisation de l'ADN environnemental, couplé au *metabarcoding*, afin d'améliorer la capacité de détection des espèces, de faciliter l'identification et de réduire les temps de prélèvement sur le terrain. Le principe est de collecter de l'ADN dans le milieu, qu'il soit dans l'eau (filtration), sur les sédiments ou les biofilms (grattage) ou *via* des capteurs passifs, de l'amplifier *via* des marqueurs (séquence d'ADN) spécifiques aux groupes biologiques recherchés et de séquencer en haut débit. Enfin, les séquences d'ADN d'intérêt sont comparées à des bases de référence pour déterminer la composition faunistique de l'échantillon initial. La principale limitation est actuellement l'incomplétude des bases de référence, mais de nombreux efforts sont en cours pour que l'ensemble des espèces aient des barcodes, c'est-à-dire des séquences spécifiques d'ADN. Même en l'absence d'abondances pour le moment, qui sont complexes à estimer en *metabarcoding* pour certaines communautés (ex. : invertébrés benthiques), ces approches sont très prometteuses. Il est également possible de comparer des sites impactés à des sites de référence uniquement *via* les séquences obtenues, sans assignement taxonomique, *via* les MOTUs (*Molecular Operational Taxonomic Units*). Les atouts du *metabarcoding* peuvent être illustrés dans l'exemple suivant. En prélevant 6 litres d'eau en amont et en aval de trois rejets de stations d'épuration impactant un cours d'eau intermittent et situés sur un gradient d'intermittence (pérenne, faiblement et fortement intermittent, Albarine, Jura, France), il a été montré que si les bio-indicateurs classiques ne permettaient pas de détecter la contamination, voire considéreraient qu'elle améliorerait l'état écologique du fait de la hausse de la permanence d'écoulement induite par le rejet (figure 2.7), le *metabarcoding* sur l'eau permettait de détecter, au travers des variations de composition des communautés, d'une part, le gradient d'intermittence, et, d'autre part, les effets des rejets sur les communautés, et ce de manière différenciée (figure 2.8). L'étape à venir est de généraliser ces résultats sur l'ensemble des types de cours d'eau en France hexagonale et extramarine.

Une autre option consiste à utiliser les communautés des cours d'eau intermittents présentes durant les phases en assec : les insectes terrestres, la végétation terrestre ou les invertébrés aquatiques se trouvant dans la zone hyporhéique sous le lit de la rivière. Des études en Australie (Steward *et al.*, 2018) suggèrent que les invertébrés terrestres pourraient être de très bons bio-indicateurs, bien que cela ne soit pas le cas partout et notamment dans certains pays européens (Stubbington *et al.*, 2018). Aucune étude n'a été conduite en France à ce jour. De même, quelques résultats dans d'autres pays suggèrent que la végétation du lit asséché des cours d'eau, ou de leur zone riparienne, pourrait répondre à différentes pressions, dont celle de l'assèchement (Stromberg *et al.*, 2005 ; Katz *et al.*, 2012 ; Milner *et al.*, 2023). Enfin, des tentatives d'intégrer les invertébrés hyporhéiques ont eu lieu, mais très peu opérationnelles du fait de la complexité de l'échantillonnage de ce milieu et de son éventuelle absence sur le site (ex. : ruisseau sur dalle calcaire, rivière perchée). Il n'existe que très peu d'études sur ces sujets, qui seraient pourtant prioritaires pour améliorer le suivi de l'état écologique des cours d'eau intermittents, même si ces outils ne seraient pas applicables aux cours d'eau pérennes.

La seconde solution induit une rupture avec les approches de bio-indication produites depuis une cinquantaine d'années. Elle est le reflet de l'évolution

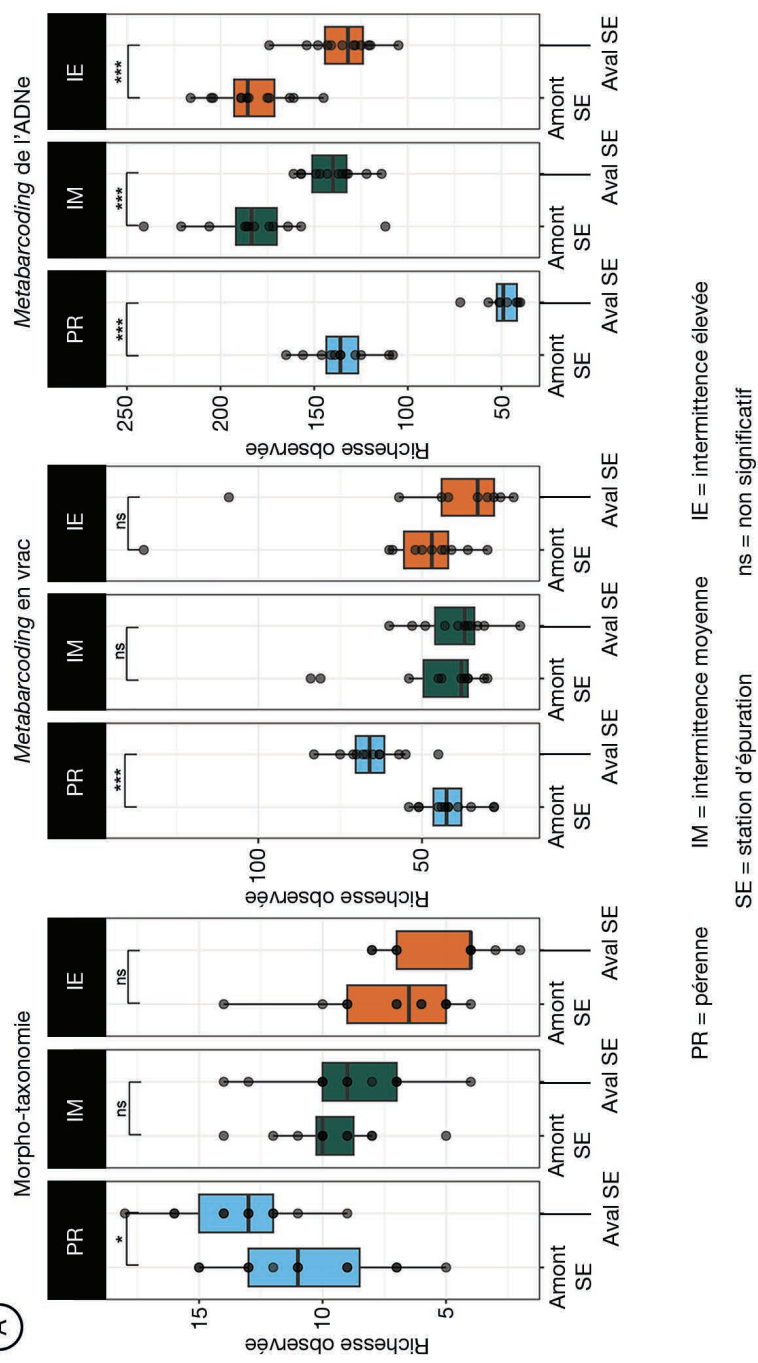
récente des sciences aquatiques, qui ont été enrichies, depuis le concept de « niche écologique » avec une vision très locale (une espèce est présente si les conditions environnementales et biotiques locales le permettent), par l'apport de concepts à des échelles régionales fondés sur les mouvements des ressources et des organismes dans les paysages (dispersion; Tonkin *et al.*, 2018). Dans les cours d'eau, le concept de dispersion a été intégré dans l'écologie des communautés avec l'apparition des métacommunautés (Datry *et al.*, 2016; Tonkin *et al.*, 2018). La dispersion est la capacité des organismes à se déplacer d'un site à un autre dans un écosystème donné (Leibold *et al.*, 2004). Ainsi, il ne suffit plus que les conditions environnementales locales soient favorables pour qu'une espèce soit présente, il faut également qu'elle puisse y accéder. Dans un contexte de très forte fragmentation permanente des réseaux hydrographiques par les ouvrages tels que les barrages, seuils ou autres, et de l'ajout de fragmentations temporaires par les assèchements dans les cours d'eau intermittents, le concept de dispersion est plus qu'important à inclure. C'est pourquoi il a été proposé récemment par plusieurs auteurs de modifier l'approche conceptuelle de la bio-indication en intégrant les capacités de dispersion des organismes et leurs refuges potentiels dans les paysages (Cid *et al.*, 2020; Patrick *et al.*, 2021).

Cette solution consiste à utiliser la modélisation écologique, un outil puissant pour soutenir la gestion des écosystèmes qui a été largement utilisé pour évaluer les pressions anthropiques dans de nombreux écosystèmes. L'une des méthodes les plus répandues en biosurveillance des rivières est la modélisation prédictive. Elle a été testée en utilisant différents groupes biotiques ainsi que dans d'autres écosystèmes d'eau douce (Feio et Poquet, 2011; Dziocck *et al.*, 2006) et repose sur des modèles statistiques empiriques (ex. : modèles linéaires généraux) pour prédire les communautés spécifiques à un site en fonction de variables environnementales sélectionnées. Lorsqu'elle est utilisée pour la biosurveillance des cours d'eau intermittents, les modèles prédictifs de type RIVPACS (*River Invertebrate Prediction and Classification System*) peuvent ne pas détecter les impacts anthropiques (Chessman *et al.*, 2010), confirmant les limites des méthodes actuelles d'évaluation biologique dans ces systèmes. Une alternative a donc été proposée (Cid *et al.*, 2020; figure 2.9).

Comme dans les méthodes traditionnelles de biosurveillance, la première étape consiste à obtenir un jeu de données de sites de référence sélectionnés selon des critères objectifs, reflétant une variabilité environnementale naturelle représentative. Cette variabilité comprend des variables environnementales à la fois locales et régionales, et les sites de référence doivent inclure des données biologiques reflétant différents niveaux d'intermittence et de connectivité spatiale. L'échelle spatiale à laquelle les processus régionaux opèrent est généralement celle du bassin versant; cependant, cette échelle peut varier en fonction des spécificités régionales. Par exemple, dans de très grands bassins (ex. : le Rhône, 98 000 km<sup>2</sup>), des communautés non connectées par dispersion ne constituent pas une métacommunauté, et des échelles plus petites (ex. : sous-bassins) peuvent permettre une gestion plus efficace. Cette échelle spatiale dépend également des capacités de dispersion du groupe biotique ciblé : les diatomées ont une forte capacité de dispersion, suivies des macro-invertébrés, des poissons et des macrophytes (Cid *et al.*, 2020).

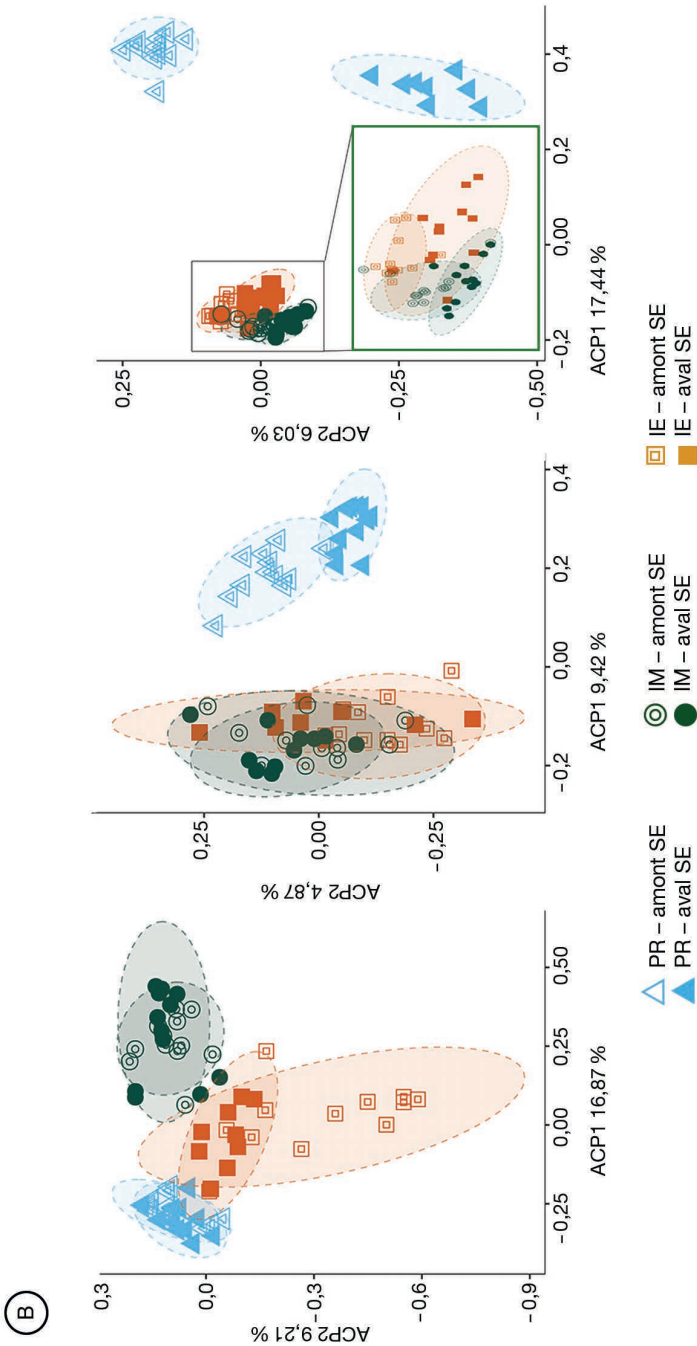
Les méthodes standardisées peuvent être utilisées pour collecter les données biologiques une fois les sites sélectionnés. Cependant, dans les cours d'eau intermittents, la composition des communautés aquatiques varie fortement au cours du temps. Il est donc important de déterminer si le modèle prédictif inclura une ou plusieurs périodes d'échantillonnage (Chessman *et al.*, 2010).

A

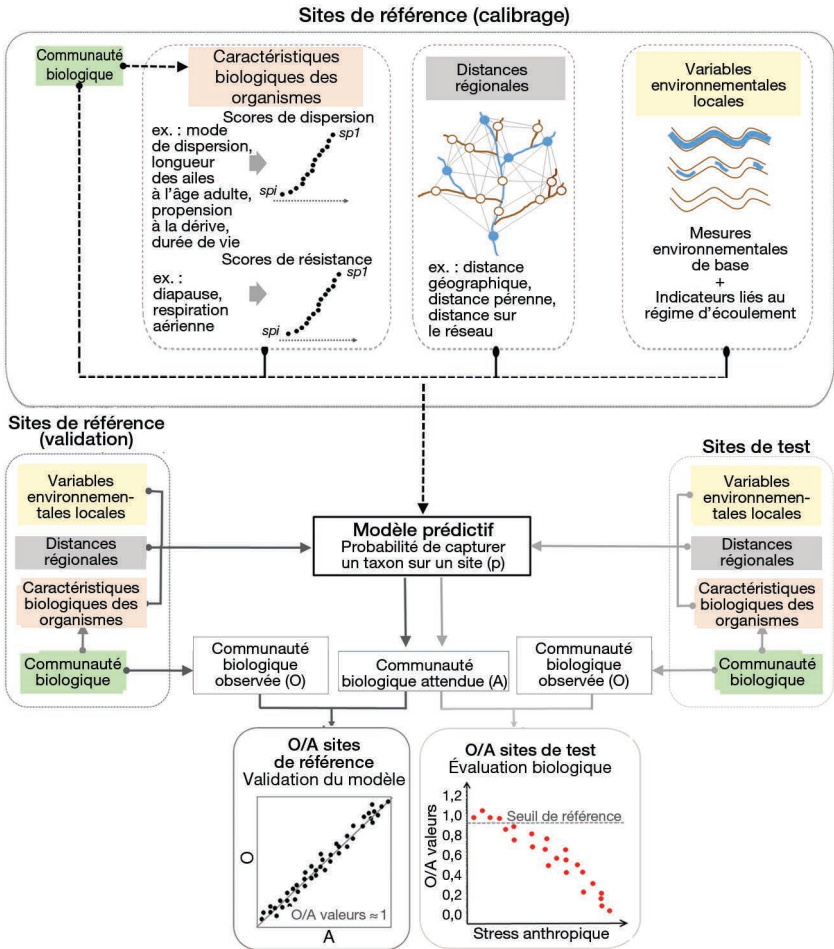


**Figure 2.8.** Influence de l’intermittence et de la contamination organique sur la structure et la diversité des communautés observée par trois stratégies différentes d’échantillonnage et de description de la diversité.

A) Richesse observée (richesse en taxons et en MOTUs) des macro-invertébrés obtenue avec les trois méthodes d’échantillonnage (morpho-taxonomie, en vrac et ADNe), en amont et en aval des stations d’épuration (amont SE et aval SE) et en fonction de la permanence de l’écoulement. Les différences significatives de la richesse en amont et en aval des stations d’épuration sont indiquées par des étoiles.



B) Analyse en composantes principales (ACP) basée sur les indices de dissimilarité de Jaccard de présence/absence de composition des communautés de macro-invertébrés aquatiques. Chaque couleur correspond à la permanence de l'écoulement du site d'échantillonnage. Les formes vides représentent les échantillons collectés en amont des stations d'épuration, tandis que les formes pleines représentent ceux collectés en aval des stations d'épuration. Source : d'après Verdier *et al.*, en préparation.



**Figure 2.9.** Étapes d'intégration des mesures basées sur les métacommautés pour améliorer la bioévaluation des cours d'eau intermittents.

Les lignes noires représentent le processus de construction du modèle, les lignes gris foncé (à gauche), la validation du modèle, et les lignes claires (à droite), l'évaluation biologique des sites d'essai. Les lignes en pointillés représentent la calibration des modèles statistiques empiriques. Source : d'après Cid *et al.*, 2020, traduit et reproduit avec l'autorisation de © 2020 Oxford University Press au nom de l'American Institute of Biological Sciences.

Conformément aux méthodes standards de modélisation prédictive, il faut ensuite collecter des informations sur les variables environnementales locales en incluant des données hydrologiques détaillées spécifiques au site. L'état aquatique du site au moment de l'échantillonnage (ex. : eaux courantes, mares isolées) et le régime hydrologique à long terme (ex. : pourcentage de permanence d'écoulement annuel) doivent être caractérisés. Ces variables sont essentielles pour l'évaluation biologique des cours d'eau intermittents (Datry *et al.*, 2014; Soria *et al.*, 2020). L'acquisition de ces données reste un défi (voir sections précédentes, à partir de « Cartographier les cours d'eau intermittents et suivre leur état d'écoulement »), mais de nouveaux outils et méthodes sont disponibles.

Première étape : les taux de dispersion des organismes dans un paysage peuvent être mesurés par des méthodes directes (marquage, isotopes stables, génétique)

ou indirectes (proxies de dispersion, modélisation spatiale). Les méthodes directes fournissent des informations détaillées, mais sont souvent limitées à des échelles spatiales réduites et souffrent de faibles taux de recapture. Il est plutôt recommandé d'utiliser des méthodes indirectes combinant des mesures de connectivité spatiale et des traits biologiques liés à la dispersion (Sarremejane *et al.*, 2017). Différentes métriques spatiales peuvent être obtenues par système d'information géographique (SIG). Par exemple, la connectivité peut être estimée en mesurant la longueur du chenal amont et des affluents ou la distance au cours d'eau pérenne le plus proche (Sarremejane *et al.*, 2017). D'autres approches incluent l'utilisation de surfaces de résistance (Zeller *et al.*, 2012) ou de cartes d'autocorrélation spatiale (Dray *et al.*, 2006). Pour quantifier la capacité de dispersion des espèces, des bases de données de traits biologiques sont disponibles (Sarremejane *et al.*, 2020), complétées par des connaissances expertes.

La deuxième étape est la construction de modèles prédictifs de type RIVPACS, en calculant la probabilité de capture de chaque taxon (p) en intégrant des variables environnementales locales et régionales. Ces modèles utilisent une analyse de regroupement pour classer les données biologiques de référence et sélectionner les variables discriminantes. Il est important d'intégrer des variables élargies (ex. : métriques hydrologiques spécifiques, distance aux cours d'eau pérennes) et de construire plusieurs modèles à partir de données issues de différentes phases aquatiques pour mieux capturer la variabilité temporelle. La validation du modèle peut être réalisée en comparant la communauté prédite (E) et la communauté observée (O) via une analyse de régression (Linke *et al.*, 2005).

Enfin, la troisième et dernière étape est l'évaluation de la qualité biologique d'un nouveau site qui sera effectuée en comparant O et E via un rapport O/E. Plus ce rapport est proche de 1, plus le site est similaire aux conditions de référence; un rapport proche de 0 indique une forte altération biologique. Enfin, des classes de qualité peuvent être définies en fonction des valeurs O/E pour répondre aux exigences des programmes de biosurveillance, quantifier le niveau de dégradation et définir un seuil à partir duquel des restaurations sont nécessaires, par exemple. Il est important de noter que cette approche conceptuelle n'est pas encore validée par des efforts de terrain (Cid *et al.*, 2020). En développant des indicateurs mieux adaptés aux cours d'eau intermittents, mais fonctionnant aussi pour tout autre type de cours d'eau, il sera possible d'améliorer substantiellement le suivi écologique des masses d'eau, et ainsi leur gestion durable.

Concernant les prélèvements physico-chimiques des suivis réglementaires, il est important de ne pas prélever dans les mouilles déconnectées, qui ne sont pas représentatives de la physico-chimie moyenne du cours d'eau, mais ont souvent des températures élevées, des teneurs en oxygène faibles et des concentrations en nutriments et en contaminants fortes. Il est donc préférable de considérer l'absence d'eau, et donc d'échantillon, comme le résultat de cette opération de prélèvement, ou de décaler les prélèvements dans le temps ou dans l'espace, en amont ou en aval de la zone asséchée, malgré les surcoûts de l'opération. Durant les phases en eau, il n'y a pas de spécificités physico-chimiques des cours d'eau intermittents, qui doivent être considérés comme n'importe quel cours d'eau pérenne. Enfin, concernant l'hydromorphologie, à ce jour, il n'y a aucun élément justifiant une approche spécifique aux cours d'eau intermittents.

# Définir des débits écologiques dans un cours d'eau intermittent

La définition des débits écologiques dans les cours d'eau intermittents naturels implique de ne pas considérer l'intermittence comme une perturbation, de développer des modèles spécifiques qui intègrent toutes les caractéristiques de ces milieux ainsi que la biodiversité qu'ils abritent.

Quelle que soit la méthode choisie, il est en effet fondamental de ne pas considérer l'intermittence comme une perturbation si elle est naturelle. Il est indispensable de développer des modèles spécifiques qui intègrent les différentes phases hydrologiques, et de considérer les mouvements des organismes dans les réseaux hydrographiques en tenant compte de leur fragmentation par les assèchements ou les ouvrages humains. Protéger ou restaurer tant la connectivité hydrologique que les refuges dans les réseaux hydrologiques est primordial dans l'implémentation de débits écologiques dans ces milieux.

Les politiques actuelles de définition des débits écologiques (*e-flows*) se fondent principalement sur des cours d'eau permanents. Ces politiques sont inadaptées aux cours d'eau intermittents, dont le fonctionnement écologique repose précisément sur l'alternance de phases lotiques, lentiques et en assec. Il existe trois défis clés pour implémenter des débits écologiques dans les cours d'eau intermittents : intégrer les phases d'absence d'écoulement dans les objectifs de gestion ; caractériser les effets de l'intermittence sur l'habitat, les espèces et les processus écologiques ; et développer des outils pratiques et intégrés pour la planification des débits écologiques (Acuña *et al.*, 2020). De manière concrète, trois approches sont possibles pour implémenter des débits écologiques dans les cours d'eau intermittents.

## Extension de la méthode RVA

L'approche RVA (*Range of Variability Approach*) est un outil couramment utilisé pour fixer des seuils de débits écologiquement acceptables (Poff et Zimmerman, 2010). Elle repose sur un principe simple : les communautés biologiques se sont adaptées, au fil du temps, à la variabilité naturelle des débits d'un cours d'eau. Pour maintenir ces communautés, il faut donc préserver cette variabilité. Comment cette méthode se met-elle en place ? La première étape est d'avoir des données historiques de débit sur au moins vingt ou trente ans, sur un site de référence le moins altéré possible. À partir de ces séries, des indicateurs hydrologiques reflétant les composantes clés de la variabilité du débit sont calculés, tels que le débit moyen mensuel, les débits extrêmes (minimum/maximum), leur fréquence, leur durée et leur saisonnalité (Poff et Zimmerman, 2010). Pour chaque indicateur, un intervalle cible basé sur les percentiles statistiques, généralement l'intervalle de 25<sup>e</sup> à 75<sup>e</sup> percentile, est calculé et utilisé comme fourchette « acceptable ». Cela signifie que les débits futurs devront rester dans cette plage de variabilité au moins 50% du temps.

La seconde étape est de comparer le régime hydrologique actuel, ou celui projeté selon un scénario de gestion, au régime de référence naturel : plus le régime modifié s'éloigne de la plage RVA, plus le risque écologique est élevé. Si cette méthode est simple et intuitive, elle ne tient pas compte directement des besoins biologiques spécifiques, elle nécessite des séries longues de données en bon état et reste mal adaptée aux cours d'eau intermittents, puisqu'il faudra lui intégrer les périodes sans eau (tableau 2.1).

**Tableau 2.1.** Métriques hydrologiques et fonctions associées qui peuvent être prises en compte dans les méthodes RVA appliquées aux cours d'eau intermittents.

<b>Composante du débit</b>	<b>Métrique hydrologique</b>	<b>Exemple de fonctions écologiques</b>	<b>Références</b>
Permanence d'écoulement	Nombre relatif de jours avec un débit non nul	Maintenir la structure des communautés, la diversité des habitats aquatiques	Arcott <i>et al.</i> , 2010 Datry <i>et al.</i> , 2014 Escobar-Camacho <i>et al.</i> , 2025
Prédictibilité	Prédictibilité à 6 mois des périodes d'assèchement	Protéger les espèces résistantes à l'assèchement	Gallart <i>et al.</i> , 2012 Wissinger <i>et al.</i> , 2008
Magnitude des épisodes hydrologiques extrêmes	Maximum annuel moyen sur une journée	Créer des sites propices à la colonisation et favoriser l'abondance d'assemblages d'invertébrés	Poff et Zimmerman, 2010
	Maximum annuel moyen sur 3 jours	Structurer la morphologie du chenal et des habitats	Richter <i>et al.</i> , 1998
	Maximum annuel moyen sur 90 jours	Contrôler la durée de la période de stress lié à l'assèchement (oxygène, température, concentrations en nutriments et en polluants) Contrôler la connectivité des mouilles déconnectées	Acuña <i>et al.</i> , 2020
Magnitude du débit sur une base mensuelle	Débit mensuel moyen	Maintenir la diversité et l'abondance des espèces et empêcher l'établissement d'espèces non indigènes	Poff et Ward, 1989
Durée et période des conditions hydrologiques extrêmes	Durée des jours sans débit, date julienne du maximum, durée de pic	Empêcher les espèces non indigènes, moins tolérantes à l'assèchement, de s'installer ou de s'étendre	Poff et Ward, 1989
Fréquence des assèchements	Nombre annuel d'épisodes sans débit	Contrôler les successions écologiques	Crabot <i>et al.</i> , 2020
Taux de changement	Index de <i>flashiness</i> /rapidité	Bloquer les espèces non indigènes, moins tolérantes aux crues soudaines que les espèces tolérantes	Poff et Ward, 1989

Source : d'après Acuña *et al.*, 2020.

En effet, comme pour tout indicateur hydrologique, il est nécessaire d'élargir d'inclure la fréquence, la durée et la saisonnalité des assècs (et des phases lenticques si pertinentes) en tant que composantes intégrales du régime hydrologique. Le principal obstacle aujourd'hui est l'absence de liens génériques entre ces composantes du débit et les réponses écologiques. S'il est clair que la durée d'assèchement est un déterminant fort des réponses écologiques des cours d'eau intermittents (Datry *et al.*, 2014), les autres aspects (fréquence et saisonnalité) sont encore largement sous-étudiés.

## Adaptation des modèles habitat-débit : exemple avec MesoHABSIM

Cette méthode relie les débits aux conditions d'habitats physiques disponibles pour les espèces aquatiques, qui sont les mêmes en conditions intermittentes ou pérennes (Acuña *et al.*, 2020). En se basant sur une simulation de la disponibilité d'habitats pour différentes espèces cibles, souvent les poissons, en fonction des débits, cette méthode permet de déterminer des scénarios de gestion soutenable. Elle est centrée sur l'idée que les organismes aquatiques (poissons, macro-invertébrés) dépendent de types d'habitats physiques fonctionnels dont la quantité et la qualité varient avec le débit.

Contrairement à d'autres méthodes comme PHABSIM (*Physical Habitat Simulation*), qui travaillent à la micro-échelle (Railsback, 2016), MesoHABSIM (*Mesohabitat Simulation Model*) analyse des unités d'habitat de taille intermédiaire telles que radiers, mouilles ou chenaux secondaires, ce qui permet une modélisation plus réaliste, adaptée à des tronçons entiers de rivières, et donc plus utile à la gestion. L'implémentation consiste à relever sur le terrain d'un tronçon, et à plusieurs débits naturels (étiage, moyen, haut débit), la présence et la délimitation d'unités d'habitats (ex. : mouille, radier, plat courant) caractérisées par des mesures physiques comme la profondeur, la vitesse, le substrat ou la largeur. En parallèle, pour chaque espèce ciblée, un profil d'habitat préféré est mesuré *via* des campagnes de terrain sur plusieurs sites, dates, etc., de manière à quantifier les préférences des espèces selon la profondeur, la vitesse d'écoulement, le type de substrat, etc. (Lamouroux *et al.*, 1999 ; Dolédec *et al.*, 2007).

Il s'agit ensuite de calibrer des modèles hydrauliques pour simuler comment les conditions d'habitat changent en fonction des débits, ce qui peut être complexe et nécessite des collectes importantes de données (Lane et Ferguson, 2005 ; Stewardson, 2005). Cette modélisation permet alors de calculer, pour chaque scénario de gestion, le volume d'habitats disponibles par espèce. L'originalité tient de l'intégration de la dimension temporelle en évaluant la disponibilité des habitats sur plusieurs années en lien avec les séries hydrologiques, ce qui permet d'identifier des périodes critiques (manque d'habitats en été ou absence d'habitats de reproduction au printemps). À partir de l'analyse des habitats disponibles dans différents scénarios de gestion, des débits minimaux ou préférentiels, adaptés à la structure des habitats et aux besoins écologiques des espèces cibles, sont alors proposés. Toutefois, il faut garder à l'esprit que cette démarche nécessite un travail de terrain important (cartographie à plusieurs débits), une modélisation hydraulique robuste, et une connaissance des préférences biologiques locales. Mais les plateformes et les outils sont de plus en plus disponibles (ex. : plateforme HABBY).

L'adaptation de cette méthode aux cours d'eau intermittents demande de nombreux efforts, que ce soit pour disposer de chroniques de débits (ce qui est très rare), pour pouvoir caler des modèles hydrauliques (ce qui semble ne

jamais avoir été fait), et surtout pour disposer de préférences d'habitats, sachant qu'il est fort possible que celles obtenues en cours d'eau pérennes ne soient pas applicables en contexte intermittent du fait de l'écrasant effet des assècs sur les communautés aquatiques. Enfin, des variables d'habitats liées à la présence de refuges (ex. : distances aux mouilles ou tronçons les plus proches) au-delà des tronçons modélisés pourraient être plus pertinentes que celles prises en compte localement.

## Les approches holistiques : DRIFT-ARID

DRIFT-ARID est une version adaptée aux milieux arides du cadre DRIFT (*Downstream Response to Imposed Flow Transformation*), qui combine les données hydrologiques et géomorphologiques, les impacts biologiques et sociaux, ainsi que les perceptions des parties prenantes (Seaman *et al.*, 2016). L'objectif est de coconstruire des scénarios de gestion intégrée qui prennent en compte les objectifs écosystémiques et humains. C'est en cela que ces méthodes sont dites « holistiques ». Toutefois, la mise en œuvre de ces approches est longue, nécessite beaucoup de concertations et de données, et, dans le cas des cours d'eau intermittents, se heurte aux mêmes limitations que les deux méthodes précédentes : le manque de données (hydrologiques, physico-chimiques, biologiques) et la faible quantité de relations écohydrologiques, auxquels s'ajoutent les perceptions biaisées des cours d'eau intermittents (Seaman *et al.*, 2016; Acuña *et al.*, 2020).

Comme nous l'avons mentionné, si elle est naturelle, l'intermittence n'est en aucun cas à considérer comme une perturbation. En développant des modèles précis et spécifiques à ses caractéristiques, la protection ou la restauration de ces milieux — de la connectivité hydrologique aux refuges dans les réseaux hydrologiques — n'en sera que facilitée, et permettra une réelle implémentation de débits écologiques.

## Quelle pratique de restauration mettre en place dans un cours d'eau intermittent

**Les efforts de restauration mis en place pour des cours d'eau pérennes sont transposables aux cours d'eau intermittents, avec des efforts particuliers pour renforcer les capacités de résistance et de résilience des organismes (maintien ou création de refuges, maintien ou restauration de la connectivité hydrologique).**

La restauration écologique vise à aider un écosystème dégradé à retrouver un état stable, fonctionnel et résilient. Pour les cours d'eau intermittents, ce processus reste complexe et peu documenté, malgré leur rôle crucial dans les bassins versants. Dans tous les cas, tout ce qui est entrepris pour les cours d'eau pérennes devrait l'être pour les cours d'eau intermittents, ce qui est rarement le cas du fait de la méconnaissance du rôle de ces cours d'eau dans le fonctionnement écologique des réseaux hydrographiques (Lake *et al.*, 2017). Et malheureusement, les rares efforts actuels sur des cours d'eau intermittents visent plutôt à réduire ou à supprimer l'intermittence, même quand celle-ci est d'origine naturelle, par méconnaissance de ces milieux ou par le souhait de favoriser le compartiment halieutique. Bien que très rares, des efforts de restauration portant sur des cours d'eau intermittents commencent à voir le jour (encadré 2.1).

Les cours d'eau intermittents alternent des phases en eau et en assèc. La restauration doit viser à renforcer les capacités de résistance des organismes (ex. : maintien de mouilles déconnectées durant les périodes sèches, maintien de

### Encadré 2.1. Restauration de la Baillaury (Pyrénées-Orientales)

La Baillaury est un cours d'eau côtier intermittent des Pyrénées-Orientales qui se jette dans la Méditerranée après avoir traversé la commune de Banyuls-sur-Mer. Cette station touristique connaît un afflux touristique très important en période estivale, avec une zone urbanisée très contrainte par les reliefs et les risques naturels. Sur sa partie aval, en période d'assec estival, le lit de la Baillaury était damé et utilisé comme aire de stationnement. Cet usage et la forte artificialisation qui en a résulté ont généré des impacts majeurs : perte quasi totale de biodiversité, fortes perturbations du transport solide et du fonctionnement du grau, dégradation du cadre de vie, etc. (figure 2.10.A).



**Figure 2.10.** Exemple de restauration d'un secteur intermittent de la Baillaury (Pyrénées-Orientales).

A) Avant restauration. B) Après restauration. Source : A) © SMIGATA - Syndicat mixte de gestion et d'aménagement Tech-Albères ; B) © BIOTEC Ingénierie Écologique.

Le maître d'ouvrage, le Syndicat mixte de gestion et d'aménagement Tech-Albères, et la commune ont voulu restaurer le tronçon aval de la Baillaury « pour tendre vers un fonctionnement plus naturel, avec une végétation adaptée, afin de reconquérir la biodiversité »\*. Plus de 900m de cours d'eau ont ainsi été restaurés, avec la création d'un lit emboîté et la diversification de profils d'écoulement pour redynamiser le transport solide et recréer des habitats aquatiques et humides. La qualité de l'eau a été améliorée, avec l'arrêt des pollutions diverses liées aux voitures garées. Des plantations ont été réalisées afin de reconstituer une végétation rivulaire adaptée. « L'espace de connexion du fleuve avec la mer a aussi été renaturé, avec la restauration du grau et la création d'une zone humide favorable à la présence d'espèces diverses, dont l'émyde lépreuse, espèce de tortue menacée. »\*\*

L'intégration des enjeux socio-économiques s'est faite avec la construction d'un cheminement piétonnier de découverte de l'écosystème restauré, en lien avec le plan de déplacement urbain et de gestion de la fréquentation touristique. Le secteur restauré devient ainsi un lieu de promenade et de repos que les habitants comme les touristes peuvent s'approprier (figure 2.10B).

Ces travaux se sont déroulés de 2022 à 2024 et ont coûté 1 M€ TTC, avec une maîtrise d'œuvre assurée par le cabinet Gaxieu et les bureaux d'études Biotec et Hydrogéotechnique. Ce projet a été primé en 2025 via le Plan de bassin d'adaptation au changement climatique (PBACC) Rhône-Méditerranée et a été désigné lauréat par la Commission relative aux milieux naturels (CRMNA) du comité de bassin.

\* Alexandre Puignau, président du Syndicat mixte de gestion et d'aménagement Tech-Albères, « Pyrénées-Orientales : la Baillaury reprend sa place », *Sauvons l'eau! — L'eau qui fait l'actu.* [https://www.sauvonsleau.fr/jcms/e\\_25409/pyrenees-orientales-la-baillaury-reprend-sa-place](https://www.sauvonsleau.fr/jcms/e_25409/pyrenees-orientales-la-baillaury-reprend-sa-place)

\*\* *Ibid.*

la perméabilité du lit, de l'ombrage riparien) et leur résilience (maintien ou création de refuges accessibles, maintien ou restauration de la connectivité hydrologique). Toutefois, à ce jour, peu de travaux ont mis en place des stratégies propres à ces milieux — cela dit, appliquer ce qui est fait sur n'importe quel cours d'eau à un secteur intermittent représenterait déjà une avancée majeure, car bien souvent ces secteurs sont omis des analyses et des plans de restauration (Lake *et al.*, 2017 ; Cottet *et al.*, 2023).

Tout projet repose sur une connaissance fine du cours d'eau et de son bassin pour pouvoir poser un bon diagnostic : climat, géologie, végétation, aménagements, perturbations passées et surtout régime d'intermittence « naturel ». Il faut identifier les linéaires intermittents, la durée naturelle des assècs et les pressions anthropiques. L'écologie historique (archives, cartes anciennes) aide à fixer un état de référence réaliste, ancré dans une trajectoire future souhaitée, notamment en prenant en compte le changement climatique. Une vision restaurée doit être fondée sur des objectifs quantifiables et partagés : débit minimal en période de basses eaux, nombre de mouilles durant les assèchements, continuité écologique durant les phases en eau. Ces objectifs guident les actions techniques : recréation de méandres ou d'habitats, limitation des prélèvements, restauration de zones humides, destruction d'ouvrages limitant la connectivité.

Comme pour tout cours d'eau, les actions peuvent se décliner à différentes échelles : du bassin versant (gestion des flux, préservation des sources) au tronçon (reprofilage, végétalisation, création de microhabitats). Il faut éviter les interventions standardisées pour prendre en compte les spécificités locales, dont l'intermittence, respecter les cycles naturels, prendre le temps d'avoir des états initiaux bien quantifiés et de définir des objectifs précis pour être en mesure de déterminer le degré de succès de l'opération. Très souvent, le manque de données complique l'évaluation, et c'est criant pour les tronçons intermittents, peu ou pas suivis : peu de données de débit, des suivis biologiques rares ou mal adaptés aux cours d'eau intermittents, une forte incertitude sur la prédiction des assècs dans le futur. De nouveaux outils sont donc nécessaires : protocoles spécifiques, applications participatives, capteurs citoyens, modélisation hydrogéologique, images satellites. Les retours d'expérience sont particulièrement précieux. Les usages du sol (urbanisation, agriculture), les infrastructures et les prélèvements d'eau altèrent la fréquence et la durée des assècs. Les effets cumulés des pressions locales et du changement climatique (sécheresses prolongées, crues plus violentes) doivent être intégrés dans l'analyse et les choix d'action, ce qui demande également des travaux de recherche en amont.

## Encadré 2.2. Restauration de l'Albarine (Ain)

La restauration hydromorphologique d'un tronçon de 1 000 m (32 ha) de l'Albarine au niveau de Torcieu (Ain), réalisée en 2019, avait pour but d'élargir la plaine alluviale pour redonner un espace de liberté à la rivière, extrêmement contrainte sur cette portion (digue, voie ferrée, route départementale majeure), et de renaturer le secteur. Ce secteur permanent se trouve à 1 km à l'amont des premiers assèchements naturels de la rivière, lié à des pertes d'eau vers la nappe phréatique dont le toit se trouve souvent plusieurs mètres sous le lit de la rivière (Larned *et al.*, 2010; Datry, 2012; figure 2.11). Ainsi, en 2022, en réponse à la sécheresse exceptionnelle de l'été, ce secteur restauré s'est asséché quelques semaines, sans doute en lien avec le décolmatage du lit de la toute nouvelle plaine d'inondation créée. Même si cela est difficilement quantifiable du fait de l'absence de mesures locales avant restauration, il y a peu de chance que ces assèchements aient modifié le fonctionnement écologique de ce fameux cours d'eau intermittent, dont la majorité du lit s'assèche sur des durées et des fréquences bien plus importantes. Mais cet assèchement a généré une séquence conflictuelle avec la principale association de pêche de la vallée, situation qui restait encore difficile en 2024. Cet exemple illustre le rôle néfaste des perceptions négatives dont souffrent les cours d'eau intermittents, ce qui n'aidera pas le syndicat de rivière à entreprendre des travaux de restauration futurs sur le secteur naturellement intermittent qui s'étend sur plus de 15 km à l'aval.



**Figure 2.11.** Restauration hydromorphologique du secteur de la Dérupe, Torcieu, Ain.

Source : © SR3A.

Les techniques actuelles sont les mêmes que pour les cours d'eau pérennes et incluent des plantations de ripisylve, la création de moulles, une diversification du lit pour maintenir des habitats, un reméandrage, une reconnexion verticale ou latérale de manière à restaurer un lit complexe et connecté à la nappe alluviale, même quand cela implique de modifier à la marge le régime d'intermittence (encadré 2.2).

Maintenir ou rétablir la connectivité longitudinale (mais aussi verticale et latérale) est essentiel, et consiste à lever les obstacles à la circulation des espèces et des sédiments durant les phases en eau, et à recréer les échanges entre rivière et nappe par du décolmatage, de la renaturation (encadré 2.3).

L'objectif est une configuration proche du naturel, avec sinuosité, habitats diversifiés et résilience hydrologique, que ce soit à partir de solutions techniques ou fondées sur la nature, y compris *low tech*. Dans tous les cas, il est indispensable :

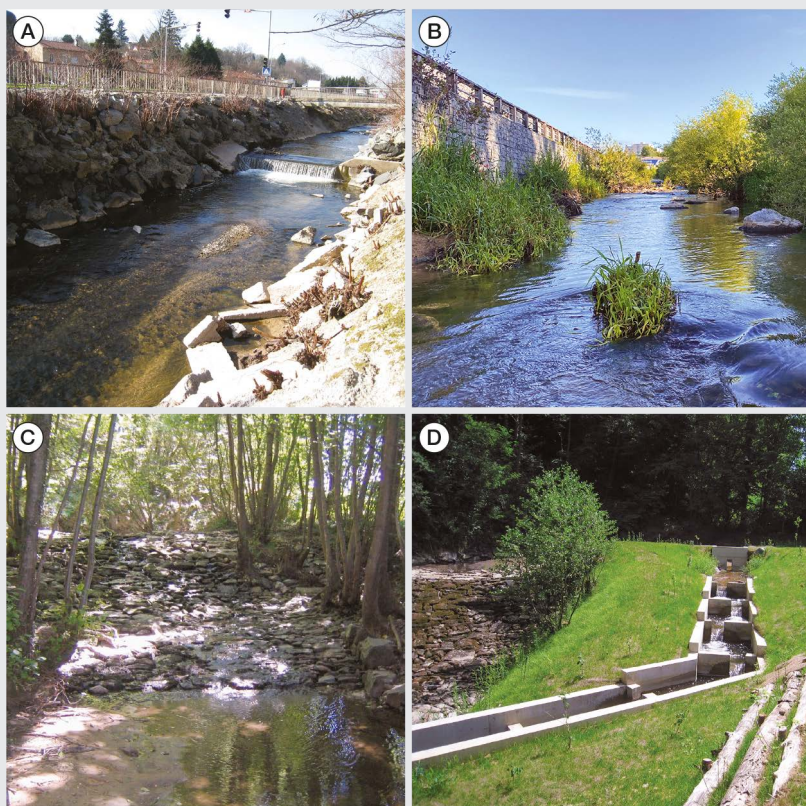
- de définir des objectifs précis et mesurables au sein d'une trajectoire souhaitée;
- de disposer de suivis suffisants pour caractériser les états initiaux et évaluer la réponse à la restauration dans le temps;
- d'adopter des protocoles de suivis pertinents et cohérents;
- de prendre particulièrement soin des étapes de coconstruction des projets avec l'ensemble des parties prenantes.

En effet, aujourd'hui, il est difficile de faire comprendre à des personnes pensant qu'un cours d'eau intermittent est une sous-classe de cours qu'il mérite autant d'efforts, sinon plus, que n'importe quel autre cours d'eau. Encore plus que pour tout projet de restauration et du fait de la méconnaissance de ces milieux, réussir la restauration d'un cours d'eau intermittent demande une approche intégrée, considérant l'intermittence dans l'évaluation de l'état des masses d'eau du bassin, fondée sur la connaissance historique et écologique du site, des objectifs clairs, une planification adaptative et concertée. Restaurer ces cours d'eau, c'est rétablir des fonctions écologiques essentielles face aux défis hydrologiques du *xxi<sup>e</sup>* siècle.

### **Encadré 2.3. Restaurer la continuité écologique des rivières intermittentes : exemple de l'Yzeron**

L'Yzeron (Rhône) est un affluent en rive droite du Rhône au sud-ouest de Lyon. C'est une rivière qui connaît des assecs pouvant durer plusieurs mois sur sa partie aval, alors qu'à l'amont se situe le réservoir biologique de l'Yzeron amont et de ses affluents, dont l'écoulement reste pérenne. En 2002, le contrat de rivière identifiait une cinquantaine d'ouvrages infranchissables pour la faune piscicole sur ce bassin versant, et quinze ouvrages prioritaires préjudiciables ont été définis. Dans ce contexte, le Syndicat d'aménagement et de gestion de l'Yzeron, du Ratier et du Charbonnières (Sagyrc) a mené des travaux ambitieux de restauration de la continuité écologique sur plus de cinquante seuils de 2007 à 2025 sur le bassin versant, dont une vingtaine sur la rivière Yzeron. Effacements de seuils, passes à poissons à bassins successifs, rivières de contournement, rampes en enrochements : ces travaux ont permis de reconnecter le tronçon aval de la rivière au réservoir biologique, permettant aux truites d'accéder l'été aux zones refuges de l'amont. Par ailleurs, des études génétiques des populations de truite fario ont également été menées sur le bassin de l'Yzeron entre 2006 et 2020. Ces études illustrent l'efficacité des travaux en montrant un brassage génétique important des différentes populations piscicoles du bassin versant.

### Encadré 2.3. Suite



**Figure 2.12.** Restauration de la continuité écologique de l'Yzeron, Rhône.

A) et B) Arasement de seuil à Sainte-Foy-lès-Lyon. C) et D) Création d'une passe à poissons à Vaugneray.  
Source : © Sagyrc.

## Faire évoluer les perceptions négatives de l'intermittence naturelle

**Il faut cesser de voir l'intermittence naturelle comme une perte, mais plutôt comme une richesse en sensibilisant et en éduquant les générations futures.**

Un des freins majeurs à l'inclusion des cours d'eau intermittents dans les pratiques de gestion et dans la législation tient aux perceptions négatives dont ils font l'objet (Cottet *et al.*, 2023). Beaucoup considèrent qu'un cours d'eau sans eau est mort ou inutile, alors qu'en réalité, les phases en assec font partie intégrante de leur cycle écologique et abritent une biodiversité spécifique (macro-invertébrés, bactéries, amphibiens, etc.). Ils sont souvent considérés comme des milieux dégradés et inutiles, voire gênants, et donc drainés, busés ou comblés, car « ce n'est pas une vraie rivière ». Leurs rôles écologiques et biologiques, tout comme les services écosystémiques qu'ils rendent à l'homme, sont méconnus ou ignorés.

Pour changer ces préjugés, plusieurs types d'actions sont nécessaires et urgents. Tout d'abord, il est indispensable d'éduquer et de sensibiliser le public à la question de l'intermittence. Cela peut passer par des actions d'animations

nature, des interventions dans les écoles, les collèges et les lycées, ou par la production d'ouvrages, de panneaux pédagogiques ou d'expositions itinérantes (figure 2.13). Il apparaît également indispensable d'intégrer l'intermittence dans les programmes d'éducation à l'environnement et d'organiser des sessions pratiques sur le terrain. Cela s'est par exemple fait dans le cadre d'une école pour doctorants dans la région Rhône-Alpes<sup>10</sup>. Enfin, des travaux de vulgarisation *via* des podcasts, des vidéos ou des bandes dessinées scientifiques seraient un bon vecteur de sensibilisation.

Ensuite, faisant écho à ce qui a été dit précédemment, un besoin significatif de recherche est indispensable, car, si l'intermittence est un sujet qui a énormément progressé ces dix dernières années, il reste de nombreuses interrogations et travaux nécessaires pour non seulement rattraper le retard dans le développement des sciences aquatiques, mais aussi traduire les connaissances en outils de gestion (Datry *et al.*, 2023a). Il faut reconnaître la valeur écosystémique de l'intermittence et valoriser les services rendus aux sociétés, notamment sur l'atténuation des crues ou la recharge des nappes phréatiques, sujets d'actualité.

Du point de vue opérationnel, la réglementation doit évoluer pour intégrer l'intermittence dans le cadre de la gestion de l'eau : DCE, Sdage et leur déclinaison locale, les SAGE, débits réservés, plans sécheresse, etc. La législation doit également reconnaître la prévalence et l'importance des cours d'eau intermittents, et ne pas chercher à les exclure.

Du point de vue du récit, il faut cesser de voir l'intermittence naturelle comme une perte, mais plutôt comme une richesse. L'alternance de phases en eau et en assec doit être vue comme un exemple de dynamisme, d'adaptation de la vie à l'environnement et de forme de résilience, et comme une possible adaptation aux effets du changement climatique. La terminologie associée doit en rendre compte, plutôt que de parler de rivières temporaires, saisonnières ou asséchées, qui suggèrent finalement qu'une partie de l'année ce n'est plus une rivière, ce qui incite à les considérer comme des écosystèmes de seconde classe (Acuña *et al.*, 2017). La mobilisation d'artistes, de photographes, de vidéastes pour témoigner de la beauté d'un lit en assec, d'une mouille servant de refuge ou d'événements impressionnants tels que des remises en eau peut être intéressante (figure 2.14).

Enfin, il est crucial de former élus et élues, agents de terrain et gestionnaires à reconnaître, valoriser et protéger les cours d'eau intermittents. Cela peut se faire *via* des interventions en milieu scolaire, dans les communautés de communes, les syndicats de rivières, les mairies, les associations de pêche, les associations naturalistes ou les fédérations sportives (canyons, eaux vives). Cela peut aussi passer par l'organisation de chantiers participatifs le long de cours d'eau intermittents, que ce soit du nettoyage de berge ou des suivis faunistiques. Capitaliser sur des projets pilotes à succès pour lesquels l'intermittence est perçue comme une richesse pourrait également aider à cette formation, bien que ces projets restent très rares. À terme, la création d'un observatoire citoyen des cours d'eau intermittents pourrait mettre ces écosystèmes cruciaux sur le devant de la scène. La montée en puissance des sciences citoyennes depuis 2020 sur le sujet (ex. : DRYRivERS) est une réelle opportunité sur laquelle s'appuyer.

---

10. <https://asso.graie.org/portail/ecole-ete-zabr-h2o/>



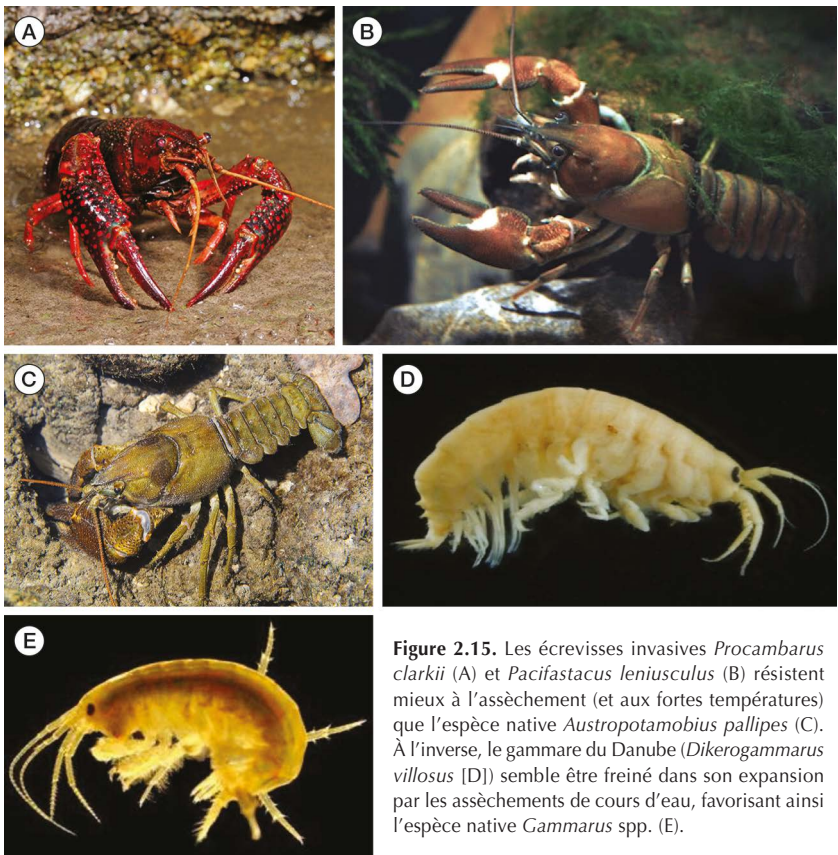


# S'adapter au changement climatique en contexte d'intermittence

Face au changement climatique, les cours d'eau intermittents apparaissent comme des systèmes sentinelles et précurseurs des cours d'eau de demain.

En contexte de changement climatique, les principales problématiques liées à la compréhension et à la gestion des cours d'eau intermittents sont et seront de plus en plus exacerbées. Tout d'abord, les durées et les fréquences d'assèchement vont augmenter dans une grande partie de la France, en lien avec l'augmentation des fréquences et de l'intensité des sécheresses, d'autant plus que les cours d'eau intermittents ont souvent été omis des projections futures jusqu'à récemment (Mimeau *et al.*, 2024). On sait depuis peu que l'année 2022 sera sans doute la norme à l'horizon 2050 : il faudra donc gérer plus d'assèchements, moins de recharges, des assècs plus sévères et plus longs... et donc des conflits d'usage accrus en période estivale (eau potable, irrigation, industrie, milieux naturels).

Mais l'intermittence ne sera pas seule et très souvent combinée à des stress thermiques accrus pour les milieux aquatiques, engendrant des modifications des milieux, des cycles biologiques et des flux biogéochimiques (Sarremejane *et al.*, 2022). Les concentrations en nutriments et en contaminants vont également



**Figure 2.15.** Les écrevisses invasives *Procambarus clarkii* (A) et *Pacifastacus leniusculus* (B) résistent mieux à l'assèchement (et aux fortes températures) que l'espèce native *Austropotamobius pallipes* (C). À l'inverse, le gammare du Danube (*Dikerogammarus villosus* [D]) semble être freiné dans son expansion par les assèchements de cours d'eau, favorisant ainsi l'espèce native *Gammarus* spp. (E).

Source : A) © bennytrapp/Adobe Stock ; B) Astacoïdes, 2013 (<https://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/>) ; C) © Sébastien LAMY – OFB ; D) et E) © M. Forcellini.

s'accroître, en lien avec la baisse des débits, tout comme les stress oxygènes (Datry *et al.*, 2023a). Les risques sanitaires liés à l'eutrophisation et à la prolifération microbienne vont également augmenter en conséquence, tout comme la gestion des effluents urbains, domestiques ou agricoles.

Pour les organismes, cela signifie une forte hausse de la fragmentation des habitats aquatiques de manière temporaire, qui s'ajoutera à celle déjà très forte et permanente liée aux ouvrages (barrages, seuils) (Datry *et al.*, 2023a; 2023b). Le risque d'atteindre des points de bascule dans le fonctionnement des métapopulations et des métacommunautés va s'accroître, c'est-à-dire atteindre des régimes d'assèchement qui amèneront le fonctionnement écologique vers un nouvel état, avec le risque d'extinction de nombreuses espèces. Par ailleurs, des zones refuges disparaîtront tant par l'assèchement que par la détérioration de la qualité de l'eau. Enfin, ces conditions favorisent déjà l'installation d'espèces opportunistes ou invasives. C'est le cas des écrevisses invasives (ex. : l'écrevisse rouge de Louisiane, *Procambarus clarkii*), mieux adaptées au manque d'eau que l'espèce native (figure 2.15A-B-C). À l'inverse, l'expansion du gammare du Danube (*Dikerogammarus villosus*) est *a priori* freinée par les assèchements des cours d'eau, car très sensible à la dessiccation, à l'inverse de son cousin natif *Gammarus* spp. (figure 2.15D-E).

Face au changement climatique, les cours d'eau intermittents apparaissent comme des systèmes sentinelles. Comme tout cours d'eau, ils sont très sensibles au changement climatique (van Vliet *et al.*, 2023). Mais ils sont également les précurseurs des cours d'eau de demain, puisqu'ils ont expérimenté depuis longtemps les assèchements qui vont devenir de plus en plus fréquents dans les réseaux hydrographiques. Leur gestion adaptée requiert une meilleure reconnaissance de leur fonctionnement, la définition de nouveaux indicateurs de suivi, ainsi qu'une approche concertée impliquant les citoyens, les collectivités et les gestionnaires.

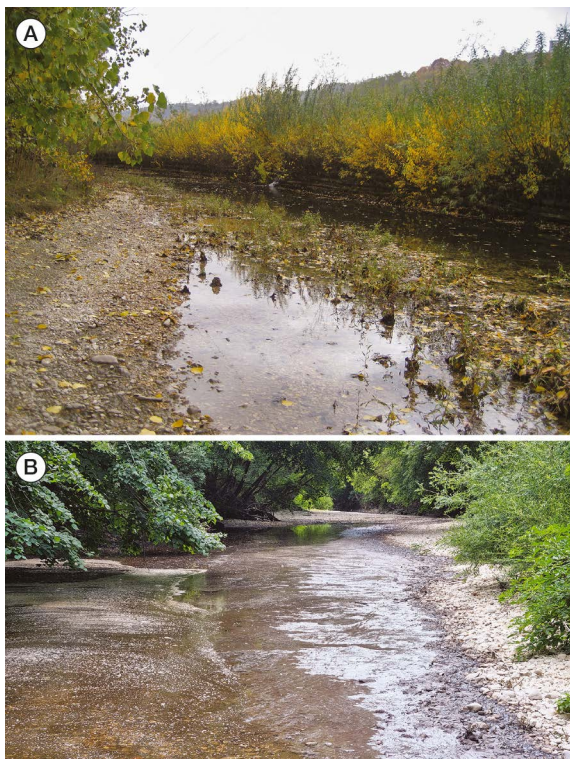


### 3. Ce qu'il ne faut pas faire dans un cours d'eau intermittent naturel

Les cours d'eau intermittents naturels sont des milieux vivants et sensibles, même lorsqu'ils sont à sec. Lorsqu'ils sont en eau, les mêmes préconisations que pour tout cours d'eau sont en vigueur : gestion des débits, des sédiments, des bois morts, etc. Mais lorsqu'ils sont à sec, certaines pratiques, perçues comme anodines ou allant à l'encontre des connaissances actuelles, peuvent causer des dommages durables à ces écosystèmes, ainsi qu'à tous les écosystèmes connectés durant les phases en eau. Voici une liste des actions qui sont particulièrement à éviter.

#### Remettre de l'eau pour limiter les assèchements

Un lit de cours d'eau asséché n'a pas besoin d'eau. Les organismes et les processus écologiques sont adaptés à ces alternances de phases en eau et en assec. Diminuer ces phases ou les supprimer peut mettre en péril l'ensemble



**Figure 3.1.** Rejets de stations d'épuration ou d'eaux pluviales dans le lit asséché de l'Albarine.  
Source : A) © T. Datry ; B) © H. Pella.

du fonctionnement écologique des cours d'eau. Malheureusement, de trop nombreux exemples de telles pratiques sont visibles : soutien d'étiage par des effluents de stations d'épuration recommandé dans certains départements, rejets illégaux d'effluents dans des lits asséchés, rejets urbains réduisant l'intermittence naturelle de petits ruisseaux, etc. (figure 3.1).

## Stocker de l'eau, ce qui fragmente encore plus les réseaux hydrographiques

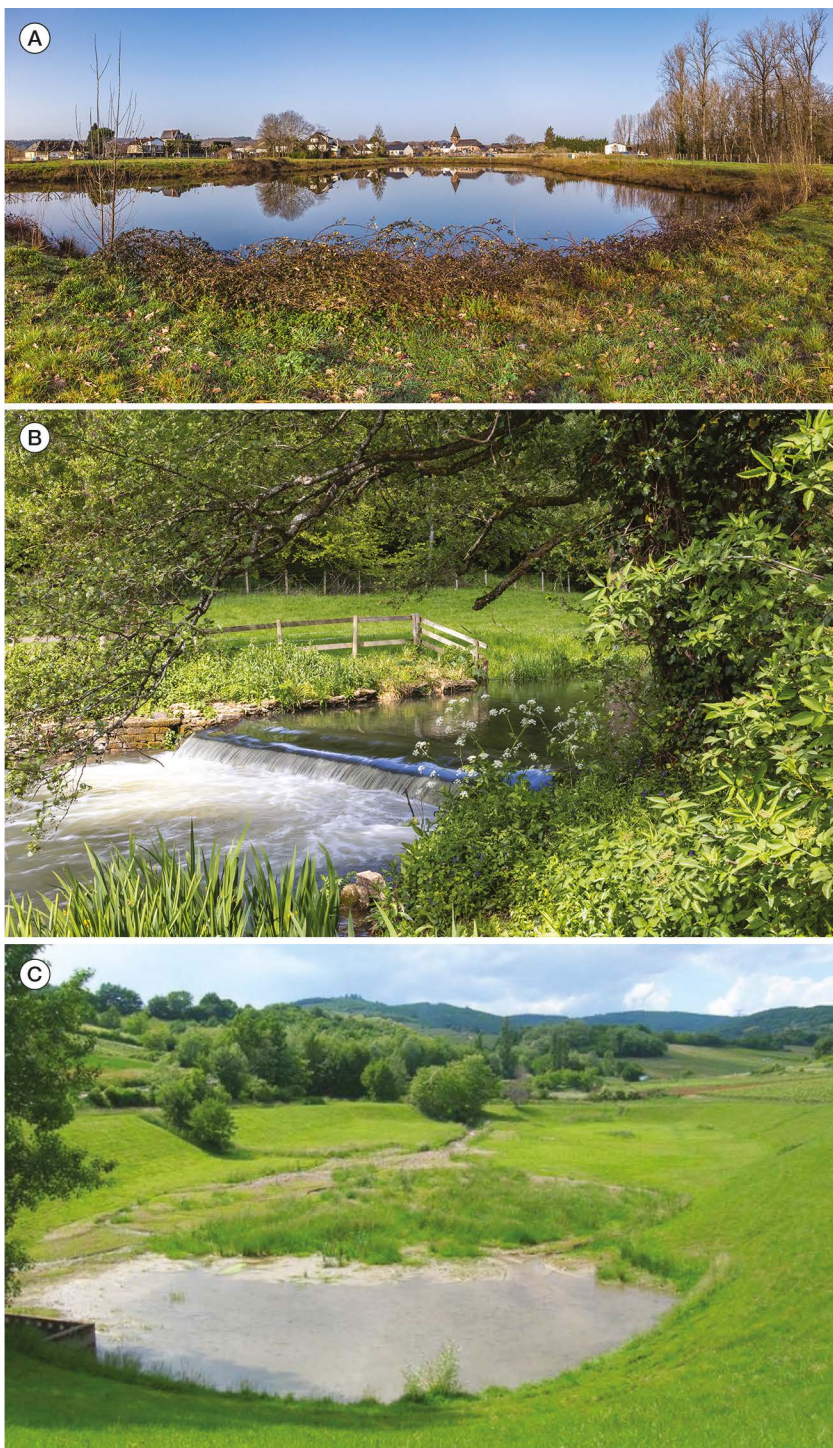
Dans un contexte marqué par la raréfaction de la ressource en eau dans une partie du territoire, la construction de retenues dans et aux abords des cours d'eau est parfois présentée comme une solution d'adaptation (figure 3.2). Mais c'est une fausse bonne idée : les cours d'eau sont naturellement fragmentés par les assèchements, ce qui contraint déjà fortement les communautés biologiques et les processus écologiques, comme vu précédemment. Fragmenter de manière permanente ces réseaux (qui le sont déjà pour la plupart !) peut mettre en péril le fonctionnement en méta-écosystèmes de ces milieux. Par exemple, une fragmentation cumulée par de petites retenues et des tronçons en assec peut limiter l'accès aux refuges des organismes durant les assèchements, ou perturber leur retour aux sites asséchés une fois la remise en eau passée. D'autre part, il est parfois avancé que ces retenues pourraient jouer le rôle de refuges, mais à ce jour, il est plutôt démontré qu'il n'en est rien, car l'eau est trop chaude, manque d'oxygène, est très chargée en nutriments et peut favoriser l'installation d'espèces invasives (Datry *et al.*, 2023a ; DRYVER, 2025<sup>11</sup>).

## Utiliser les lits asséchés à des fins récréatives ou d'extraction de granulats

Conséquence des perceptions erronées associant les lits asséchés à l'absence de vie ou de valeurs tant écologiques qu'esthétiques, de nombreux usages mettent en péril le fonctionnement des cours d'eau intermittents du fait de pressions accrues durant les phases en assec : dépôt d'ordures, rejet d'effluents contaminés, comme vu précédemment, mais aussi extraction de granulats, fréquentation par des quads, des 4x4 ou des engins agricoles, curages, etc. (figure 3.3). Toutes ces activités peuvent nuire aux espèces dormantes dans les sédiments attendant le retour de l'eau. De plus, certaines activités peuvent contaminer les eaux souterraines et les cours d'eau permanents situés à l'aval (Datry *et al.*, 2023a ; 2023b).

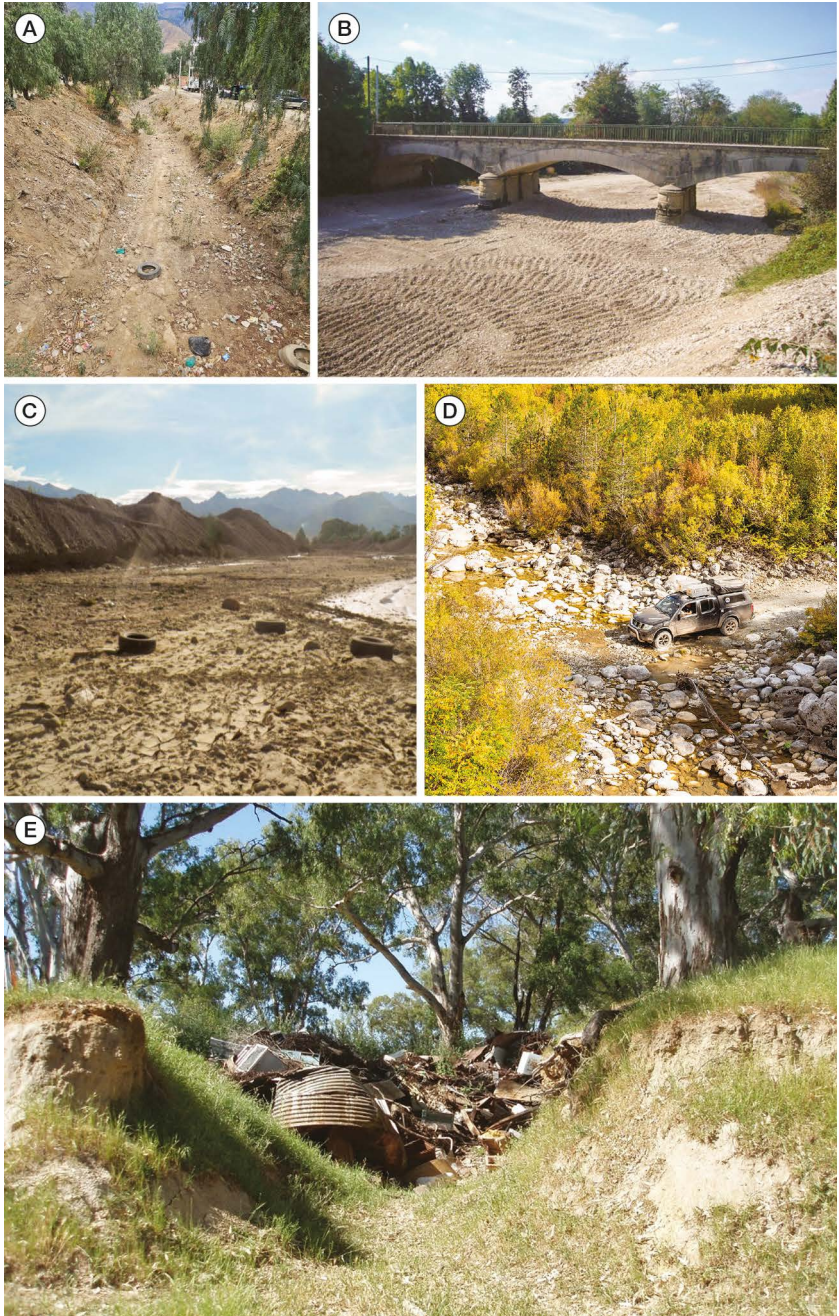
---

11. DRYVER, 2025, <https://dryver.s3.eu-central-1.amazonaws.com/assets/documents/DRYVER+policy+brief+note+-+Small+water+retention+structures+are+not+the+solution+to+adapt+to+climate+change+and+water+scarcity.pdf>



**Figure 3.2.** Retenues colinéaires et seuils en cours d'eau dont les effets cumulés sur le fonctionnement des cours d'eau, et notamment intermittents, restent peu connus.

Source : A) © PhilippeGraillePhoto/Adobe Stock ; B) © Robert L. Parker/Adobe Stock ; C) © EPAGE rivières du Beaujolais.



**Figure 3.3.** Exemples de dégradations de lits de cours d'eau asséchés.

Source : A), B), C) © T. Datry ; D) © Alice/Adobe Stock ; E) © A. Boulton.

# Conclusion

## Questions de recherche et perspectives

Historiquement délaissés par les scientifiques, les cours d'eau intermittents constituent désormais un objet de recherche largement partagé à travers toutes les disciplines, des sciences physiques aux sciences humaines et sociales, et sur la plupart des continents (Datry *et al.*, 2023a). Malgré ces récentes avancées, un certain nombre de questions de recherche majeures subsistent.

Une des plus cruciales concerne l'évolution future de l'intermittence tant naturelle que d'origine anthropique. S'il est clair que, dans les régions subissant des hausses de température fortes et des réductions de pluviométrie, l'assèchement va se généraliser, c'est moins clair dans les régions pour lesquelles les signaux du changement climatique sont plus flous, comme le nord de la France. De même, les régions les plus sèches actuellement ne seront pas forcément celles subissant l'augmentation d'assèchement la plus forte, du fait des activités humaines qui peuvent artificiellement augmenter la permanence d'écoulement des rivières, quand ce n'est pas contribuer à 100 % au débit d'étiage par des rejets domestiques, industriels ou agricoles. Aujourd'hui, il n'est pas possible de déterminer de manière fiable l'évolution des régimes d'intermittence des cours d'eau dans une grande partie du monde et en France.

Une autre question de recherche majeure tient dans les parallèles et les contrastes des effets de l'intermittence naturelle, donc historique, avec ceux de l'intermittence anthropique, donc récente. Les effets à court terme de l'intermittence anthropique restent encore très peu étudiés, et peu de retours d'expérience sont disponibles (Datry *et al.*, 2023b). Il est toutefois attendu des effets bien plus marqués qu'en cas d'intermittence naturelle, du fait du manque d'adaptation des communautés biologiques, des micro-organismes aux poissons et aux végétaux. Mais, dans le temps, il est probable que ces nouveaux écosystèmes seront colonisés par des espèces présentant des adaptations à l'assèchement, même si aucun exemple n'existe pour l'instant. Ainsi, la proportion de cours d'eau intermittents naturels existants aujourd'hui dans une région donnée est sans doute le facteur contrôlant le devenir écologique des cours d'eau qui vont évoluer en intermittents à l'avenir dans cette région (Sarremejane *et al.*, 2022). Documenter et prédire les trajectoires écologiques des cours d'eau qui s'assèchent du fait des activités humaines est une piste de recherche urgente.

De la même manière, comprendre le devenir des cours d'eau historiquement intermittents, mais devenus pérennes ou moins intermittents sous l'action de l'homme (ex. : rejets dans des lits asséchés) ou du changement climatique (ex. : fonte des neiges), reste un défi. La question clé est de déterminer si les communautés ne vont pas s'appauvrir tant localement que régionalement, perdant les espèces particulièrement adaptées à l'intermittence. Il est également probable que ces cours d'eau deviendront des couloirs de dispersion pour des espèces invasives. Cette question du rapport des espèces invasives à l'intermittence constitue en soi un sujet de recherche très prometteur : certaines espèces invasives étant favorisées par l'assèchement (ex. : écrevisses), d'autres visiblement freinées (ex. : *Dikerogammarus*). De même, quantifier les services perdus et gagnés suite à ces changements de régimes hydrologiques est une question clé.

Bien souvent, les cours d'eau intermittents sont soumis à des stress multiples, que ce soit des altérations physiques, chimiques ou biologiques. Il existe encore trop peu d'études tentant de comprendre si les relations entre pressions et impacts dans ces milieux sont les mêmes que celles en contexte pérenne, ou non. Cette question est pourtant à la base de l'amélioration des outils de bio-indication et devrait constituer un axe de recherche majeur dans le futur.

\*

Le regroupement des thèmes présentés dans cet ouvrage ainsi que le bref aperçu de certaines des lacunes restantes dans nos connaissances aiguïseront, je l'espère, l'appétit intellectuel des lecteurs et permettront d'avoir des éléments de réponse dans les pratiques de gestion des réseaux hydrographiques. Aucun autre type d'écosystème couplé aquatique-terrestre n'offre peut-être autant de possibilités passionnantes de tester les théories actuelles développées sur les cours d'eau et les rivières pérennes, d'affiner ces théories ou d'en créer de nouvelles plus pertinentes. Cela amène également à intégrer les relations entre eaux de surface, sol et eaux souterraines dans les approches scientifiques et les pratiques. Aucun autre type d'écosystème couplé aquatique-terrestre ne permet d'envisager une vision holistique de gestion, associant les outils et les législations développés dans chaque type d'écosystème. Plus important encore, de nombreux cours d'eau intermittents naturels subissent de graves impacts humains, exacerbés par un manque de sensibilisation du public et des responsables politiques à l'importance de ces écosystèmes et à leurs services écosystémiques potentiels. Parallèlement, de nouveaux écosystèmes, dont l'intermittence est accrue ou nouvellement découverte, se multiplient dans de nombreuses régions du monde, où le changement climatique mondial et l'intensification de la demande humaine en eau douce réduisent les réserves disponibles de cette ressource essentielle. J'espère que cet ouvrage constituera une introduction utile aux cours d'eau intermittents pour les chercheurs et les gestionnaires des ressources en eau, ainsi que pour les lecteurs ayant la chance de vivre dans des bassins versants drainés par ces écosystèmes.

# Références bibliographiques

- Abbasi M., Messenger M.L., Döll D., 2024. Increased streamflow intermittence in Europe due to climate change projected by combining global hydrological modeling and machine learning. *ESS Open Archive*.
- Acuña V., Hunter M., Ruhí A., 2017. Managing temporary streams and rivers as unique rather than second-class ecosystems. *Biological Conservation*, 211, 12-19.
- Acuña V., Datry T., Marshall J., Barceló D., Dahm C.N. *et al.*, 2014. Why should we care about temporary waterways? *Science*, 343 (6175), 1080-1081.
- Acuña V., Jorda-Capdevila D., Vezza P., De Girolamo A.M., McClain M.E. *et al.*, 2020. Accounting for flow intermittency in environmental flows design. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4), 742-753.
- Allen G.R., Midgley S.H., Allen M., 2002. *Field Guide to the Freshwater Fishes of Australia*, Perth, Western Australian Museum.
- Altenau E.H., Pavelsky T.M., Durand M.T., Yang X., Frasson R.P.D.M. *et al.*, 2021. The Surface Water and Ocean Topography (SWOT) Mission River Database (SWORD): a global river network for satellite data products. *Water Resources Research*, 57 (7), e2021WR030054.
- Arce M.I., Mendoza-Lera C., Almagro M., Catalán N., Romani A.M. *et al.*, 2019. A conceptual framework for understanding the biogeochemistry of dry riverbeds through the lens of soil science. *Earth-Science Reviews*, 188, 441-453.
- Arcott D.B., Larned S., Scarsbrook M.R., Lambert P., 2010. Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (2), 530-545.
- Barthelemy N., Sarremejane R., Datry T., 2022. Aquatic organic matter decomposition in the terrestrial environments of an intermittent headwater stream. *Aquatic Sciences*, 84 (3), 45.
- Barthelemy N., Mermillod-Blondin F., Krause S., Simon L., Mimeau L. *et al.*, 2024. The duration of dry events promotes PVC film fragmentation in intermittent rivers. *Environmental Science & Technology*, 58 (28), 12621-12632.
- Battin T.J., Besemer K., Bengtsson M.M., Romani A.M., Packmann A.I., 2016. The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, 14 (4), 251-263.
- Battin T.J., Kaplan L.A., Findlay S., Hopkinson C.S., Marti E. *et al.*, 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience*, 1 (2), 95-100.
- Beaufort A., Lamouroux N., Pella H., Datry T., Sauquet E., 2018. Extrapolating regional probability of drying of headwater streams using discrete observations and gauging networks. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22 (5), 3033-3051.
- Belletti B., Garcia de Leaniz C., Jones J., Bizzi S., Börger L. *et al.*, 2020. More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588 (7838), 436-441.
- Benstead J.P., Leigh D.S., 2012. An expanded role for river networks. *Nature Geoscience*, 5 (10), 678-679.
- Bonada N., Rieradevall M., Prat N., 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, 589 (1), 91-106.
- Boulton A.J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 48 (7), 1173-1185.
- Boulton A.J., 2014. Conservation of ephemeral streams and their ecosystem services: what are we missing? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24 (6), 733-738.
- Cañedo-Argüelles M., Boersma K.S., Bogan M.T., Olden J.D., Phillipsen I. *et al.*, 2015. Dispersal strength determines meta-community structure in a dendritic riverine network. *Journal of Biogeography*, 42 (4), 778-790.

- Capderrey C., Datry T., Foulquier A., Claret C., Malard F., 2013. Invertebrate distribution across nested geomorphic features in braided-river landscapes. *Freshwater Science*, 32 (4), 1188-1204.
- Casanova M.T., Brock M.A., 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology*, 147 (2), 237-250.
- Cavallo C., Sarno L., Papa M. N., Negro G., Vezza P., Ruello G. *et al.*, 2025. Estimating dry bed periods in non-perennial rivers using Sentinel-2 satellite data. *Journal of Hydrology*, 660 (A), 133416.
- Changming L., Shifeng Z., 2002. Drying up of the Yellow River: its impacts and counter-measures. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 7 (3), 203-214.
- Chanut P.C., Drost A., Siebers A.R., Paillex A., Robinson C.T., 2023. Flow intermittency affects structural and functional properties of macroinvertebrate communities in alpine streams. *Freshwater Biology*, 68 (2), 212-228.
- Chapin T.P., Todd A.S., Zeigler M.P., 2014. Robust, low-cost data loggers for stream temperature, flow intermittency, and relative conductivity monitoring. *Water Resources Research*, 50 (8), 6542-6548.
- Chessman B.C., Jones H.A., Searle N.K., Grouns I.O., Pearson M.R., 2010. Assessing effects of flow alteration on macroinvertebrate assemblages in Australian dryland rivers. *Freshwater Biology*, 55 (8), 1780-1800.
- Cid N., Bonada N., Heino J., Cañedo-Argüelles M., Crabot J. *et al.*, 2020. A metacommunity approach to improve biological assessments in highly dynamic freshwater ecosystems. *BioScience*, 70 (5), 427-438.
- Corti R., Datry T., 2012. Invertebrates and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry river bed (Albarine, France). *Freshwater Science*, 31 (4), 1187-1201.
- Corti R., Larned S.T., Datry T., 2013. A comparison of pitfall-trap and quadrat methods for sampling ground-dwelling invertebrates in dry riverbeds. *Hydrobiologia*, 717 (1), 13-26.
- Cottet M., Robert A., Tronchère-Cottet H., Datry T., 2023. "It's dry, it has fewer charms!": do perceptions and values of intermittent rivers interact with their management? *Environmental Science & Policy*, 139, 139-148.
- Crabot J., Dolédec S., Forcellini M., Datry T., 2021. Efficiency of invertebrate-based bioassessment for evaluating the ecological status of streams along a gradient of flow intermittence. *Ecological Indicators*, 133, 108440.
- Crabot J., Heino J., Launay B., Datry T., 2020. Drying determines the temporal dynamics of stream invertebrate structural and functional beta diversity. *Ecography*, 43 (4), 620-635.
- Datry T., 2012. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. *Freshwater Biology*, 57 (3), 563-574.
- Datry T., Bonada N., Boulton A.J., 2017. Conclusions: recent advances and future prospects in the ecology and management of intermittent rivers and ephemeral streams. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, 563-584.
- Datry T., Pella H., Leigh C., Bonada N., Huguény B., 2016. A landscape approach to advance intermittent river ecology. *Freshwater Biology*, 61 (8), 1200-1213.
- Datry T., Boulton A.J., Bonada N., Fritz K., Leigh C. *et al.*, 2018a. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *Journal of Applied Ecology*, 55 (1), 353-364.
- Datry T., Foulquier A., Corti R., Von Schiller D., Tockner K. *et al.*, 2018b. A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience*, 11 (7), 497-503.
- Datry T., Larned S.T., Fritz K.M., Bogan M.T., Wood P.J. *et al.*, 2014. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography*, 37 (1), 94-104.
- Datry T., Boulton A.J., Fritz K., Stubbington R., Cid N. *et al.*, 2023a. Non-perennial segments in river networks. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4 (12), 815-830.

- Datry T., Truchy A., Olden J.D., Busch M.H., Stubbington R. *et al.*, 2023b. Causes, responses, and implications of anthropogenic versus natural flow intermittence in river networks. *BioScience*, 73 (1), 9-22.
- Davey A.J., Kelly D.J., 2007. Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream: a landscape perspective. *Freshwater Biology*, 52 (9), 1719-1733.
- del Campo R., Corti R., Singer G., 2021. Flow intermittence alters carbon processing in rivers through chemical diversification of leaf litter. *Limnology and Oceanography Letters*, 6 (5), 232-242.
- Dolédéc S., Lamouroux N., Fuchs U., Méricoux S., 2007. Modelling the hydraulic preferences of benthic macroinvertebrates in small European streams. *Freshwater Biology*, 52 (1), 145-164.
- Döll P., Schmied H.M., 2012. How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environmental Research Letters*, 7 (1), 014037.
- Dray S., Legendre P., Peres-Neto P.R., 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for Principal Coordinate Analysis of Neighbour Matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196 (3-4), 483-493.
- Dziok F., Henle K., Foeckler F., Follner K., Scholz M., 2006. Biological indicator systems in floodplains: a review. *International Review of Hydrobiology*, 91 (4), 271-291.
- Escobar-Camacho D., Crabot J., Stubbington R., England J., Sarremejane R. *et al.*, 2025. River drying causes local losses and regional gains in aquatic invertebrate metacommunity diversity: a cross-continental comparison. *Global Change Biology*, 31 (2), e70068.
- Feio M.J., Poquet J.M., 2011. Predictive models for freshwater biological assessment: statistical approaches, biological elements and the Iberian Peninsula experience: a review. *International Review of Hydrobiology*, 96 (4), 321-346.
- Foulquier A., Datry T., Corti R., Von Schiller D., Tockner K. *et al.*, 2024. Unravelling large-scale patterns and drivers of biodiversity in dry rivers. *Nature Communications*, 15 (1), 7233.
- Fournier R.J., de Mendoza G., Sarremejane R., Ruhi A., 2023. Isolation controls reestablishment mechanisms and post-drying community structure in an intermittent stream. *Ecology*, 104 (2), e3911.
- Gallart F., Prat N., García-Roger E.M., Latron J., Rieradevall M. *et al.*, 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16 (9), 3165-3182.
- Gao Y., Zhang W., Li Y., Wu H., Yang N. *et al.*, 2021. Dams shift microbial community assembly and imprint nitrogen transformation along the Yangtze River. *Water Research*, 189, 116579.
- Gauthier M., Goff G.L., Launay B., Douady C.J., Datry T., 2021. Dispersal limitation by structures is more important than intermittent drying effects for metacommunity dynamics in a highly fragmented river network. *Freshwater Science*, 40 (2), 302-315.
- Gauthier M., Launay B., Le Goff G., Pella H., Douady C.J. *et al.*, 2020. Fragmentation promotes the role of dispersal in determining 10 intermittent headwater stream metacommunities. *Freshwater Biology*, 65 (12), 2169-2185.
- Gianuca A.T., di Cavalcanti V.R., Cruz L., Floury M., Crabot J. *et al.*, 2024. River flow intermittence influence biodiversity-stability relationships across spatial scales: implications for an uncertain future. *Global Change Biology*, 30 (8), e17457.
- Gleick P.H., 2003. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science*, 302 (5650), 1524-1528.
- Gómez-Gener L., Obrador B., Marcé R., Acuña V., Catalán N. *et al.*, 2016. When water vanishes: magnitude and regulation of carbon dioxide emissions from dry temporary streams. *Ecosystems*, 19 (4), 710-723.
- Hare D.K., Helton A.M., Johnson Z.C., Lane J.W., Briggs M.A., 2021. Continental-scale analysis of shallow and deep groundwater contributions to streams. *Nature Communications*, 12 (1), 1450.

- Jasechko S., Perrone D., 2021. Global groundwater wells at risk of running dry. *Science*, 372 (6540), 418-421.
- Katz G.L., Denslow M.W., Stromberg J.C., 2012. The Goldilocks effect: intermittent streams sustain more plant species than those with perennial or ephemeral flow. *Freshwater Biology*, 57 (3), 467-480.
- Kerezszy A., Gido K., Magalhães M.F., Skelton P.H., 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: fishes. In *Intermittent rivers and ephemeral streams*, Academic Press, 273-298.
- Krause S., Tecklenburg C., Munz M., Naden E., 2013. Streambed nitrogen cycling beyond the hyporheic zone: flow controls on horizontal patterns and depth distribution of nitrate and dissolved oxygen in the upwelling groundwater of a lowland river. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118 (1), 54-67.
- Lake P.S., Bond N., Reich P., 2017. Restoration ecology of intermittent rivers and ephemeral streams. In: *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, Academic Press, 509-533.
- Lamouroux N., Capra H., Pouilly M., Souchon Y., 1999. Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology*, 42 (4), 673-687.
- Lane S.N., Ferguson R.I., 2005. Modelling reach-scale fluvial flows. In: *Computational Fluid Dynamics: Applications in Environmental Hydraulics*, John Wiley & Sons, 215-269.
- Larned S.T., Detry T., Arscott D.B., Tockner K., 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, 55 (4), 717-738.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M. et al., 2004. The meta-community concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7 (7), 601-613.
- Leigh C., Detry T., 2017. Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: a broad-scale analysis. *Ecography*, 40 (4), 487-499.
- Linke S., Norris R.H., Faith D.P., Stockwell D., 2005. ANNA: a new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology*, 50 (1), 147-158.
- López-Rojo N., Detry T., Peñas F.J., Singer G., Lamouroux N. et al., 2024. Carbon emissions from inland waters may be underestimated: evidence from European river networks fragmented by drying. *Limnology and Oceanography Letters*, 9 (5), 553-562.
- Messenger M.L., Pella H., Detry T., 2024. Inconsistent regulatory mapping quietly threatens rivers and streams. *Environmental Science & Technology*, 58 (39), 17201-17214.
- Messenger M.L., Lehner B., Cockburn C., Lamouroux N., Pella H. et al., 2021. Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature*, 594 (7863), 391-397.
- Meybeck M., 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, 282 (4), 401-450.
- Milner V.S., Dutton J.S., Hayes C., 2023. Colonisation of terrestrial vegetation in an intermittent river: diversity responses to seasonal drying. *River Research and Applications*, 39 (4), 703-717.
- Mimeau L., Künne A., Branger F., Kralisch S., Devers A. et al., 2024. Flow intermittence prediction using a hybrid hydrological modelling approach: influence of observed intermittence data on the training of a random forest model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 28 (4), 851-871.
- Noto S., Durigetto N., Tauro F., Grimaldi S., Botter G., 2024. Characterizing space-time channel network dynamics in a Mediterranean intermittent catchment of Central Italy combining visual surveys and cameras. *Water Resources Research*, 60 (1), e2023WR034682.
- Patrick C.J., Anderson K.E., Brown B.L., Hawkins C.P., Metcalfe A. et al., 2021. The application of metacommunity theory to the management of riverine ecosystems. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8 (6), e1557.
- Pella H., Lejot J., Lamouroux N., Snelder T., 2012. Le réseau hydrographique théorique (RHT) français et ses attributs environnementaux. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 18 (3), 317-336.

- Poff N.L., Ward J.V., 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 (10), 1805-1818.
- Poff N.L., Zimmerman J.K., 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.
- Railsback S.F., 2016. Why it is time to put PHABSIM out to pasture. *Fisheries*, 41 (12), 720-725.
- Reyjol Y., Argillier C., Bonne W., Borja A., Buijse A.D. et al., 2014. Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: where do we go now? *Science of the Total Environment*, 497, 332-344.
- Richter B.D., Baumgartner J.V., Braun D.P., Powell J., 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14 (4), 329-340.
- Robinson C.T., Tonolla D., Imhof B., Vukelic R., Uehlinger U., 2016. Flow intermittency, physico-chemistry and function of headwater streams in an Alpine glacial catchment. *Aquatic Sciences*, 78 (2), 327-341.
- Romaní A.M., Chauvet E., Febria C., Mora-Gómez J., Risse-Buhl U. et al., 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: prokaryotes, fungi, and protozoans. In: *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, Academic Press, 161-188.
- Sánchez-Montoya M.M., Moleon M., Sánchez-Zapata J.A., Tockner K., 2016. Dry riverbeds: corridors for terrestrial vertebrates. *Ecosphere*, 7 (10), e01508.
- Sánchez-Montoya M.M., Gómez R., Calvo J.F., Bartonička T., Detry T. et al., 2022. Ecological values of intermittent rivers for terrestrial vertebrate fauna. *Science of the Total Environment*, 806, 151308.
- Sarremejane R., Messenger M.L., Detry T., 2022. Drought in intermittent river and ephemeral stream networks. *Ecohydrology*, 15 (5), e2390.
- Sarremejane R., Mykrá H., Bonada N., Aroviita J., Muotka T., 2017. Habitat connectivity and dispersal ability drive the assembly mechanisms of macroinvertebrate communities in river networks. *Freshwater Biology*, 62 (6), 1073-1082.
- Sarremejane R., Cid N., Stubbington R., Detry T., Alp M. et al., 2020. DISPERSE, a trait database to assess the dispersal potential of European aquatic macroinvertebrates. *Scientific Data*, 7 (1), 386.
- Sarremejane R., England J., Dunbar M., Brown R., Naura M. et al., 2024. Human impacts mediate freshwater invertebrate community responses to and recovery from drought. *Journal of Applied Ecology*, 61 (11), 2616-2627.
- Seaman M., Watson M., Avenant M., King J., Joubert A. et al., 2016. DRIFT-ARID: a method for assessing environmental water requirements (EWRs) for non-perennial rivers. *Water SA*, 42 (3), 356-366.
- Silverthorn T., Chanudet V., Colas F., Sarremejane R., Azougui A. et al., 2025. Small water impoundments have local and longitudinal impacts on carbon cycling along a river network. *River Research and Applications*, 41 (8), 1630-1642.
- Snelder T.H., Detry T., Lamouroux N., Larned S.T., Sauquet E. et al., 2013. Regionalization of patterns of flow intermittence from gauging station records. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17 (7), 2685-2699.
- Soria M., Leigh C., Detry T., Bini L.M., Bonada N., 2017. Biodiversity in perennial and intermittent rivers: a meta-analysis. *Oikos*, 126 (8), 1078-1089.
- Soria M., Gutiérrez-Cánovas C., Bonada N., Acosta R., Rodríguez-Lozano P., Fortuño P., et al., 2020. Natural disturbances can produce misleading bioassessment results: identifying metrics to detect anthropogenic impacts in intermittent rivers. *Journal of Applied Ecology*, 57 (2), 283-295.
- Stanley E.H., Fisher S.G., Grimm N. B., 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience*, 47 (7), 427-435.

- Steward A.L., Datry T., Langhans S.D., 2022. The terrestrial and semi-aquatic invertebrates of intermittent rivers and ephemeral streams. *Biological Reviews*, 97 (4), 1408-1425.
- Steward A.L., Negus P., Marshall J.C., Clifford S.E., Dent C., 2018. Assessing the ecological health of rivers when they are dry. *Ecological Indicators*, 85, 537-547.
- Stewardson M., 2005. Hydraulic geometry of stream reaches. *Journal of Hydrology*, 306 (1-4), 97-111.
- Stromberg J.C., Bagstad K.J., Leenhouts J.M., Lite S.J., Makings E., 2005. Effects of stream flow intermittency on riparian vegetation of a semiarid region river (San Pedro River, Arizona). *River Research and Applications*, 21 (8), 925-938.
- Stubbington R., Datry T., 2013. The macroinvertebrate seedbank promotes community persistence in temporary rivers across climate zones. *Freshwater Biology*, 58 (6), 1202-1220.
- Stubbington R., Chadd R., Cid N., Csabai Z., Miliša M. et al., 2018. Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *Science of the total environment*, 618, 1096-1113.
- Stubbington R., Paillex A., England J., Barthès A., Bouchez A. et al., 2019. A comparison of biotic groups as dry-phase indicators of ecological quality in intermittent rivers and ephemeral streams. *Ecological Indicators*, 97, 165-174.
- Stubbington R., Sarremejane R., Laini A., Cid N., Csabai Z. et al., 2022. Disentangling responses to natural stressor and human impact gradients in river ecosystems across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 59 (2), 537-548.
- Sullivan S.M.P., Rains M.C., Rodewald A.D., Buzbee W.W., Rosemond A.D., 2020. Distorting science, putting water at risk. *Science*, 369 (6505), 766-768.
- Tonkin J.D., Altermatt F., Finn D.S., Heino J., Olden J.D. et al., 2018. The role of dispersal in river network metacommunities: patterns, processes, and pathways. *Freshwater Biology*, 63 (1), 141-163.
- Tramblay Y., Rutkowska A., Sauquet E., Sefton C., Laaha G. et al., 2021. Trends in flow intermittence for European rivers. *Hydrological Sciences Journal*, 66 (1), 37-49.
- Truchy A., Csabai Z., Mimeau L., Künne A., Pernecker B. et al., 2023. Citizen scientists can help advance the science and management of intermittent rivers and ephemeral streams. *BioScience*, 73 (7), 513-521.
- van Vliet M.T., Thorslund J., Stokol M., Hofstra N., Flörke M. et al., 2023. Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4 (10), 687-702.
- Vander Vorste R., Obedzinski M., Nossaman Pierce S., Carlson S.M., Grantham T.E., 2020. Refuges and ecological traps: extreme drought threatens persistence of an endangered fish in intermittent streams. *Global Change Biology*, 26 (7), 3834-3845.
- Vander Vorste R., Stubbington R., Acuña V., Bogan M.T., Bonada N. et al., 2021. Climatic aridity increases temporal nestedness of invertebrate communities in naturally drying rivers. *Ecography*, 44 (6), 860-869.
- Verdier H., Datry T., Logez M., Konecny-Duprè L., Gauthier M. et al., 2024. Environmental DNA particle size distribution and quantity differ across taxa and organelles. *Environmental DNA*, 6 (5), e598.
- von Schiller D., Acuña V., Graeber D., Martí E., Ribot M. et al., 2011. Contraction, fragmentation and expansion dynamics determine nutrient availability in a Mediterranean forest stream. *Aquatic Sciences*, 73 (4), 485-497.
- Vorste R.V., Corti R., Sagouis A., Datry T., 2016. Invertebrate communities in gravel-bed, braided rivers are highly resilient to flow intermittence. *Freshwater Science*, 35 (1), 164-177.
- Wigington Jr P.J., Ebersole J.L., Colvin M.E., Leibowitz S.G., Miller B. et al., 2006. Coho salmon dependence on intermittent streams. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4 (10), 513-518.
- Wissinger S.A., Greig H.S., McIntosh A., 2008. Absence of species replacements between permanent and temporary lentic communities in New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 12-23.

Wissinger S.A., Perchik M.E., Klemmer A.J., 2018. Role of animal detritivores in the breakdown of emergent plant detritus in temporary ponds. *Freshwater Science*, 37 (4), 826-835.

Zeller K.A., McGarigal K., Whiteley A.R., 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27 (6), 777-797.

Zimmer M.A., Kaiser K.E., Blaszcak J.R., Zipper S.C., Hammond J.C. et al., 2020. Zero or not? Causes and consequences of zero-flow stream gage readings. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 7 (3), e1436.

Zipper S.C., Hammond J.C., Shanafield M., Zimmer M., Detry T. et al., 2021. Pervasive changes in stream intermittency across the United States. *Environmental Research Letters*, 16 (8), 084033.

En couverture : Le cours d'eau Aigue brun, dans le Luberon,  
commune de Lourmarin (Vaucluse), septembre 2013 © Bertrand Launay

Coordination éditoriale : Aude Boufflet

Édition : Juliette Blanchet

Mise en pages et couverture : Hélène Bonnet

Infographie : Inès de Pinel de la Taule

Dépôt légal : avril 2026

Achévé d'imprimer



Plus de la moitié du réseau hydrographique mondial est concerné par la cessation de l'écoulement ou l'assèchement complet du lit des cours d'eau. En France hexagonale, les dernières modélisations sur le réseau hydrologique théorique suggèrent 20 à 40 % de linéaire intermittent.

Essentiels au bon fonctionnement des réseaux — recharge des nappes, transport des sédiments, connectivité entre habitats aquatiques —, les cours d'eau intermittents sont des sentinelles importantes des effets du changement climatique sur les écosystèmes aquatiques.

Toutefois, cibles de perceptions erronées et à la marge des sciences aquatiques et terrestres, ils ont jusque-là été marginalisés dans la recherche et par les politiques publiques, notamment dans la Directive cadre européenne sur l'eau (2000), lacunaire quant à la surveillance, l'évaluation et la gestion de ce type de cours d'eau. À cela s'ajoute le manque de méthodes adaptées, qui complique d'autant plus leur suivi scientifique et réglementaire. Face à leur extension dans un contexte de modification profonde du cycle de l'eau, leur prise en compte devient pourtant urgente.

Ce guide propose une synthèse des connaissances actuelles sur l'intermittence des cours d'eau ainsi que des outils concrets — du suivi hydrologique à la caractérisation de l'état écologique, en passant par les efforts de restauration — pour les intégrer aux stratégies et aux pratiques de gestion.

Il s'adresse aux professionnels, gestionnaires et décideurs du secteur hydrologique, mais aussi aux étudiants et chercheurs du domaine souhaitant mettre à jour leurs connaissances sur cette thématique longtemps restée inexplorée.

**Thibault Datry** est directeur de recherche à INRAE, spécialisé en écohydrologie. Il développe des projets de recherche d'envergure internationale sur les cours d'eau intermittents ([www.smires.eu](http://www.smires.eu), [www.dryver.eu](http://www.dryver.eu)). Directeur adjoint du département Aqua d'INRAE, il co-dirige le programme national de recherche sur l'eau OneWater — EauBienCommun ([www.onewater.fr](http://www.onewater.fr)).

Avec le  
soutien  
financier  
de



RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*



19€

ISBN : 978-2-7592-4278-8

éditions  
**Quæ**

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE  
[www.quae.com](http://www.quae.com)

**INRAE**



ISSN : 1952-2770  
Réf. : 03048