



Etude de l'impact des prélèvements d'eau en cours d'eau hors étiage

HEPIA, Genève – Franck CATTANEO, Clarisse JUDES
INRAE, Lyon - Flora BRANGER, Eric SAUQUET,
Sébastien POUCHOULIN, Nicolas LAMOUREUX
INRAE, Montpellier - Jérôme MOLENAT

Etude 2022-2023

h e p i a

Haute école du paysage, d'ingénierie
et d'architecture de Genève

INRAE

SOMMAIRE

I. Intérêts et limites de l'étude : un point central au vu des attentes opérationnelles

II. Volet synthèse bibliographique

III. Volet hydrologie

IV. Conclusion générale



I. Intérêts et limites de l'étude : un point central au vu des attentes opérationnelles

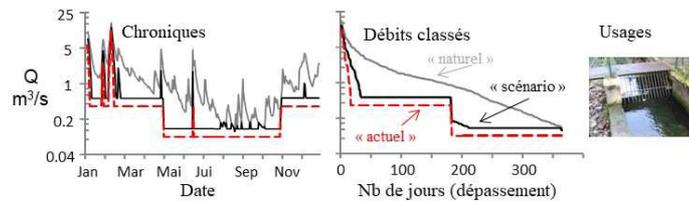
Cette étude **contribue à cerner les impacts écohydrologiques des prélèvements de hautes eaux** sur les écosystèmes aquatiques, (1) en identifiant des indicateurs écohydrologiques (c'est-à-dire des variables hydrologiques qui reflètent la qualité de l'habitat des organismes ou le fonctionnement écologique) adaptés à l'étude de ces impacts, et (2) en estimant comment ces indicateurs seraient affectés par des scénarios de prélèvements directs, en rivière. Le scénario testé reprend les règles de prélèvement proposées par le SDAGE Loire Bretagne. Faute de données disponibles et/ou exploitables actuellement sur les prélèvements hivernaux à l'échelle nationale, il est difficile d'estimer l'impact de scénarios plus élaborés.

Cette étude n'aborde qu'une partie de la question des impacts des prélèvements d'hiver. En particulier, la question de l'impact des retenues de substitution comporte des aspects de qualité physico-chimique de l'eau, de température, de flux sédimentaires et fragmentation des habitats (...) que cette étude n'aborde pas (voir l'expertise collective de Carlier et al., 2016). De la même façon, l'impact des prélèvements sur les bilans hydrologiques à l'échelle des bassins versants, sur l'évapotranspiration, sur le niveau des nappes, ou les effets de prélèvements en nappe sur les débits de surface ne sont pas abordés ici. Ces aspects nécessitent des modélisations complètes hydrologiques et/ou hydrogéologiques qui n'ont pas été mise en œuvre dans cette étude.

La question des impacts de changement de débits de hautes eaux est **un aspect de la définition de débits/régimes écologiques** (Baran, 2008), qui fait l'objet d'une pratique existante, à la fois à l'échelle des ouvrages (définition de débits/régimes réservés à l'aval des ouvrages dans les cours d'eau) ou des bassins versants (exemple des études de définition de volumes prélevables). Depuis plusieurs années, la pratique existante repose sur la comparaison de scénarios d'usages/prélèvement, et vise à identifier des compromis entre l'impact écohydrologique des scénarios et les usages (Figure 1). Entre d'autres termes, la pratique s'est éloignée de la recherche de valeurs limites de « non-impact » ou de valeurs de débits « optimales ». En effet, tout prélèvement peut avoir un impact. Il s'agit de chercher des compromis, de quantifier ces impacts au mieux au vu de la connaissance du fonctionnement écologique du système, pour prendre les décisions locales ou nationales (réglementation).

La démarche en place de définition des débits écologiques mentionne très largement de s'intéresser à « tous les aspects du régime qui peuvent avoir des effets écologiques (étiages, crues et variations rapides des débits; intensité, fréquence, durée et saisonnalité, des événements ; courbes de tarissement) ». En particulier, les hautes eaux ne sont pas des eaux « perdues » et la littérature scientifique est abondante sur les besoins écologiques associés. Cette démarche a l'avantage d'être bien installée dans la pratique nationale (avec des formations annuelles organisées par l'OFB), internationale (Lamouroux et al., 2017), et compatible avec la réglementation Européenne (Commission Européenne, 2015). Néanmoins, la démarche est peu précise sur les indicateurs de hautes eaux, et c'est cet aspect que cette étude vise à préciser / améliorer.

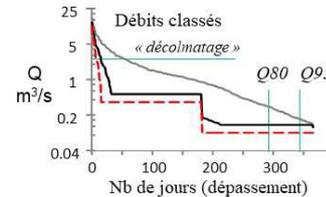
1) Contexte hydrologique et scénarios



2) Contexte écologique général



3) Identification des métriques pertinentes (certaines traduites en « habitat ») pour décrire les impacts sur le milieu et les usages



4) Comparaison multi-critères des scénarios de gestion

Métrique	Naturel	Actuel	Scénario 1
Nb jour décolmatage	55	8	15
SPU Q95 chabot	158 m ²	-21%	-6%
SPU Q80 chabot	203 m ²	-38%	-27%
Q moyen utilisé	0	1.09 m ³ /s	0.88 m ³ /s
...			

Figure 1 -La démarche suivie en France pour la définition de débits/régimes écologiques est basée sur la comparaison de scénarios d'usages (Lamouroux et al. 2018). Il s'agit de quantifier l'impact hydrologique des scénarios d'usages de l'eau, de prendre en compte le contexte écologique général (espèces en place, qualité d'eau ...), d'identifier des métriques échohydrologiques pertinentes pour refléter les impacts et les quantifier, puis d'identifier des compromis entre usages et effets écologiques. La démarche de définition des débits écologiques proposée est un cadre adapté à la complexité du problème. Son application dépend fortement du contexte biophysique local et des enjeux. Elle nécessite donc de l'expertise et des études d'impact locales spécifiques, au-delà des réglementations « cadre » (exemple des débit réservés planchers).

Références

- Baran P. (2008). Le débit élément clé de la vie des cours d'eau : bilan des altérations et des possibilités de restauration. La Houille Blanche - Revue internationale de l'eau, 2008, 26-33. <https://doi.org/10.1051/lhb:2008068>
- Carluer N., Babut M., Belliard J., et al. (2016). Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. Rapport de synthèse. 82 pp + annexes https://expertise-impact-cumule-retenues.inrae.fr/wp-content/uploads/2016/05/Rapport-de-synth%C3%A8se_27-05.pdf
- Commission Européenne (2015). Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. CIS Guidance Document No. 31. Technical Report -2015 – 086 : 108 p. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/b2369e0f-d154-11e5-a4b5-01aa75ed71a1/language-en>
- Lamouroux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y., Girard V., Gouraud V., Navarro L., Prost O., Sagnes P., Sauquet E., Tissot L. (2018). Débits écologiques : la place des modèles d'habitat dans une démarche intégrée. Hydroécologie Appliquée, 20, 1–26. <https://doi.org/10.1051/hydro/2016004>
- Lamouroux N., Hauer C., Stewardson M.J., Poff N.L. (2017). Physical habitat modeling and ecohydrological tools. In Horne A., Webb A., Stewardson M.J., Richter B., Acreman M. (Eds). Water for the Environment. Elsevier, Amsterdam. p. 265-285. <https://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803907-6.00013-9>

Action OFB Hautes Eaux 2022-2023

Volet Synthèse bibliographique

Principales fonctionnalités écologiques du
débit durant la période de hautes eaux.

Franck CATTANEO, Clarisse JUDES – HEPIA Genève

Novembre 2023

Table des matières

1. Contexte et objectifs de la synthèse bibliographique	3
2. Régime hydrologique et fonctionnement des écosystèmes lotiques	4
3. Caractérisation du régime hydrologique et altérations	4
4. Relations débit – écologie en période de hautes-eaux	7
4.1. Qu'appelle t'on « période de hautes eaux » en France métropolitaine ?.....	7
4.2. Période de hautes eaux et crues.....	8
4.3. Les hautes eaux : période privilégiée pour les processus hydro-sédimentaires	8
4.4. Une influence sur les cycles de vie et les dynamiques de nombreuses espèces	11
4.4.1. Invertébrés benthiques.....	17
4.4.2. Poissons	18
4.4.3. Macrophytes et communautés végétales rivulaires	23
4.5. Des interactions fortes avec les écosystèmes estuariens et les zones côtières	24
4.5.1. Effet du débit sur la connectivité avec le milieu marin	24
4.5.2. Effets du débit sur la salinité de l'eau	25
4.5.3. Effets du débit sur le transit sédimentaire, la turbidité et les nutriments	26
4.5.4. Autres effets du débit	28
5. Proposition d'indicateurs hydrologiques	29
6. Conclusions	30
7. Références	32
8. Annexe	55

1. Contexte et objectifs de la synthèse bibliographique ¹

La pression croissante sur la ressource en eau, exacerbée par le changement climatique et les modifications des régimes de précipitations, nécessite plus que jamais une gestion raisonnée où l'équilibre entre les usages et la préservation de la qualité écologique des milieux aquatiques doit être prioritaire.

La période estivale, où température élevée et faible débit (donc faible volume d'habitat, moindre dilution des polluants, développement algal, désoxygénation...) se combinent, est souvent critique en termes de qualité écologique pour les cours d'eau. C'est aussi la période où les besoins, notamment pour l'irrigation agricole, sont les plus élevés. Face à une augmentation de la fréquence et de la sévérité des sécheresses, entraînant des étiages de plus en plus sévères, il apparaît complètement déraisonnable d'intensifier les prélèvements durant la période estivale, qui plus est directement dans les eaux superficielles. Dès lors, l'opportunité de substituer à un prélèvement estival un prélèvement en période hivernale ou printanière, où la ressource est plus abondante, puis de stocker cette eau (retenue de substitution) pour pouvoir l'utiliser durant l'été, est de plus en plus plébiscitée.

Historiquement, les débits minimums biologiques visaient à garantir sur l'année un débit « suffisant » et constant dans le cours d'eau afin d'assurer en permanence « *la vie, la circulation et la reproduction des espèces* ». De nombreux travaux se sont alors attachés à étudier les impacts des bas débits, et à déterminer un « minimum acceptable ». Fixé légalement par la loi Pêche de 1984 puis par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 (aujourd'hui au 1/10, ou 1/20 du module dans certains cas dérogatoires), ce débit réservé pouvait au cas par cas être plus élevé si la qualité écologique du milieu s'en trouvait améliorée. Dans les années 90, un nouveau paradigme émerge, mettant en avant l'importance de la variabilité naturelle du débit pour tout un ensemble de processus écologiques. La saisonnalité du débit, ainsi que des événements particuliers de hautes eaux, de crues et d'étiages, sont indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème. On tend dès lors non plus vers un débit réservé (faible et constant toute l'année), mais vers un régime réservé adapté à la variabilité naturelle du cours d'eau, où le débit varie selon des périodes ou des événements bien définis qui garantissent la réalisation de processus ou de fonctions physiques et biologiques indispensables à l'écologie du cours d'eau.

L'intensification projetée des prélèvements en période de hautes eaux amène à s'interroger sur les potentielles conséquences écologiques d'une telle pratique. Contrairement aux incidences écologiques des bas débits qui ont été très étudiées pour la définition des débits réservés, le rôle des hautes eaux a fait l'objet de moins d'attention. Il apparaît donc nécessaire aujourd'hui :

- d'avoir une vision synthétique mais suffisamment exhaustive du rôle de l'hydrologie durant la période de hautes eaux sur l'écologie de nos cours d'eau ;
- de proposer des indicateurs hydrologiques pertinents, liés à des processus ou des fonctions écologiques clés, qui permettent de mesurer quantitativement l'altération du régime sous divers scénarios de prélèvements.

¹ La méthodologie de la recherche bibliographique (requête sur ISI Web of Science et sélection des publications) est résumée en annexe.

2. Régime hydrologique et fonctionnement des écosystèmes lotiques

Le régime hydrologique est considéré comme le principal facteur de contrôle des écosystèmes lotiques ^[1]. En interagissant avec la géologie et la topographie, il permet l'érosion, le transport et le dépôt de matériaux et ainsi façonne la morphologie du lit de la rivière, tout en modulant directement les conditions d'écoulement ^[2]. Il agit tel un métronome, donnant le tempo à la rivière et aux organismes, au gré des habitats qu'il va tantôt créer ou mettre en eau lors des crues, tantôt assécher et faire disparaître lors des étiages. Mais le régime hydrologique n'est pas seulement lié aux caractéristiques hydrauliques (hauteur, vitesse, Froude, Reynolds...) des habitats, il influence également le régime thermique, la qualité physico-chimique de l'eau (dont l'oxygénation), la dynamique de la matière organique ainsi que le cycle des nutriments ^[3, 4, 5].

Par ses caractéristiques propres, le régime hydrologique définit la diversité des habitats dans l'espace, ainsi que leurs variations dans le temps, à court comme à long terme ^[6]. Ce « cadre d'habitat » (ou '*habitat template*' ^[7, 8, 9]) dispense une signature unique à chaque cours d'eau, à laquelle les organismes sont adaptés ^[10, 11, 12, 13]. Cela signifie que le régime hydrologique exerce une pression de sélection sur les organismes aquatiques ou ripariens, notamment par l'occurrence d'événements « extrêmes » (capables de générer de la mortalité au sein des populations) tels que des crues majeures ou des étiages sévères. Le rôle fondamental des hautes eaux et des crues a ainsi été mis en avant pour les rivières accompagnées d'une plaine alluviale, dont la complexité des habitats, la diversité biologique et la productivité dépendent directement de la prévisibilité et de l'intensité des crues ('*Flood pulse concept*') ^[14]. Par leur morphologie, leur comportement, leurs traits et histoires de vie, et leur écologie, les organismes ont évolué de sorte à minimiser les contraintes hydrauliques exercées par l'écoulement ^[15] et à synchroniser leurs cycles biologiques sur les variations naturelles d'habitat générées par le régime hydrologique ^[16]. Ce dernier, qui agit comme un filtre à travers lequel seuls les organismes adaptés vont pouvoir se développer localement de façon pérenne ^[17], est par conséquent le garant de la diversité biologique unique supportée par l'hydrosystème.

Dès lors, le régime hydrologique « naturel » assure les processus géomorphologiques et évolutifs qui sous-tendent la structure et le fonctionnement de l'hydrosystème. Une altération de ce régime hydrologique naturel, pour quelque besoin que ce soit (production d'énergie, irrigation, eau potable...), peut alors se traduire par un changement du fonctionnement et/ou de la structure de l'écosystème ^[18, 19]. Ce postulat est à la base du '*natural flow regime paradigm*' ^[1], qui définit un cadre conceptuel de référence en éco-hydrologie sur lequel les actions de restauration des régimes hydrologiques peuvent s'appuyer ^[20, 21, 22].

3. Caractérisation du régime hydrologique et altérations

Le régime hydrologique peut être caractérisé par cinq composantes déterminantes pour les processus écologiques ^[1] :

- La **magnitude** (ou amplitude, intensité, niveau de débit), caractérise le volume d'eau qui s'écoule en un point donné du cours d'eau par unité de temps. Cette composante est importante, notamment pour des événements rares ou « extrêmes », pour lesquels soit la très faible valeur (étiage sévère), soit la très forte valeur (crue majeure) affecte directement les habitats et les communautés ;

- La **fréquence** (ou récurrence), définit le nombre d'événements d'une magnitude déterminée par unité de temps, par exemple, le nombre d'événements au-dessus ou en dessous d'un seuil de débit par année. La fréquence d'un événement est inversement corrélée à sa magnitude : plus un événement est « extrême » (vers des fortes ou faibles valeurs de débit), moins il est fréquent ;
- La **durée**, exprime la « longueur » dans le temps (par ex., nombre de jours) d'un événement particulier, souvent en référence à des étiages ou des crues ;
- Le **'timing'**, ou prévisibilité, qui détermine le moment auquel un événement particulier se produit au cours d'un cycle annuel et avec quelle régularité il apparaît, souvent sur la base de la chronique à long-terme des débits. Par exemple, la date moyenne (+ écart-type) d'occurrence de la crue annuelle ;
- Le **taux de changement** du débit (ou *'flashiness'*, en anglais), fait référence à la vitesse à laquelle le débit varie entre deux magnitudes données. Cela permet de déterminer si le régime est plutôt stable, ou au contraire très variable.

Pour les études éco-hydrologiques, ces composantes sont généralement décrites sur la base des chroniques de débits journaliers, qui peuvent ensuite être agrégés à des pas de temps mensuels, saisonniers ou annuels si nécessaire. Plus rarement, pour des études spécifiques (analyse fine de l'impact des éclusées, par exemple), on peut utiliser des chroniques de débits infra-journaliers, à pas de temps horaires voire infra-horaires.

La littérature fait état de très nombreuses variables permettant de décrire le régime hydrologique et ses cinq composantes. A titre d'exemple, la méthode IHA (*Indicator of Hydrologic Alterations*) de Richter et al. (1996) ^[23] se base sur 33 variables (auxquels s'ajoutent 33 indices de variations). Clausen and Biggs (2000) ^[24] décrivent les régimes en Nouvelle-Zélande par 35 variables. Kennard et al. (2010) ^[18] utilisent 120 variables pour décrire les différents régimes australiens. Néanmoins, toutes ces variables sont très souvent corrélées et redondantes ^[25]. Olden and Poff (2003) ^[26] ont montré qu'on pouvait réduire l'information apportée par 171 variables hydrologiques à 2 à 4 variables principales qui résument la plus grande partie de la variance du régime. D'une manière générale, c'est la magnitude du débit qui est le plus fréquemment modifiée. En fonction de l'intensité de l'altération, de la période à laquelle elle se produit, et de sa durée, les autres composantes du régime sont modifiées en corollaire.

Les altérations du régime hydrologique peuvent être directes (par ex., prélèvements dans la rivière ou dans les nappes, restitutions, transferts d'eau) ou indirectes, causées par des modifications de l'écoulement à l'échelle du bassin versant (dé- ou reforestation, imperméabilisation des surfaces, présence d'étangs, drainages agricoles...) ^[27]. À cela s'ajoutent les modifications induites par les changements climatiques, notamment des régimes de précipitations et de température. Ces altérations peuvent être très variables, dans les composantes qui sont modifiées ainsi que dans l'intensité des modifications, et sont dépendantes du type de pression. En réponse à l'altération généralisée des régimes hydrologiques de par le monde, les scientifiques ont produit une abondante littérature sur les conséquences socio-économico-écologiques de ces altérations, et sur les moyens de restaurer les régimes hydrologiques afin de satisfaire à la fois les usages anthropiques de la ressource tout en minimisant les impacts écologiques ^[28, 29, 30]. Ce dernier point est résumé par le terme de « débits environnementaux » (*'e-flows'* dans la littérature anglo-saxonne), dont la définition la plus largement acceptée est édictée dans la déclaration de Brisbane (2007) ^[31] : *'the quantity, timing, and quality of water flows required to sustain freshwater and estuarine ecosystems and the human livelihoods and well-being that depend on these ecosystems'*.

La définition d'un débit environnemental à l'aval d'un ouvrage suppose dès lors deux choses :

- Déterminer des objectifs écologiques, c'est-à-dire être capable d'évaluer la qualité du milieu et son évolution sous scénario de changement de débit ;
- Identifier les caractéristiques, ou « événements » du régime hydrologique à considérer pour atteindre ces objectifs écologiques.

Ce deuxième point repose sur la connaissance, établie ou supposée, de relations quantitatives directes ou indirectes entre le débit, ou certains événements hydrologiques particuliers, et une réponse écologique. Il constitue actuellement une des limites à l'élaboration de débits environnementaux « efficaces » : en effet, si les relations débit-écologie sont globalement bien connues sur le plan qualitatif [1, 18, 32], elles le sont beaucoup moins sur l'aspect quantitatif, qui revêt une importante variabilité d'un site à l'autre (importance du contexte local) [19, 33, 34, 35, 36]. Cette forte variabilité locale observée dans les réponses écologiques au débit limite leur **transférabilité à des échelles plus larges** (par ex., à l'échelle régionale), et constitue actuellement un frein à la définition et à généralisation des e-flows [37, 38]. La **Figure 1** illustre, de manière conceptuelle, différentes formes de réponses écologiques à une altération croissante du débit. Pour un type de rivière donné, on remarque qu'en fonction de la courbe de réponse, l'état écologique peut être très différent pour la même altération hydrologique.

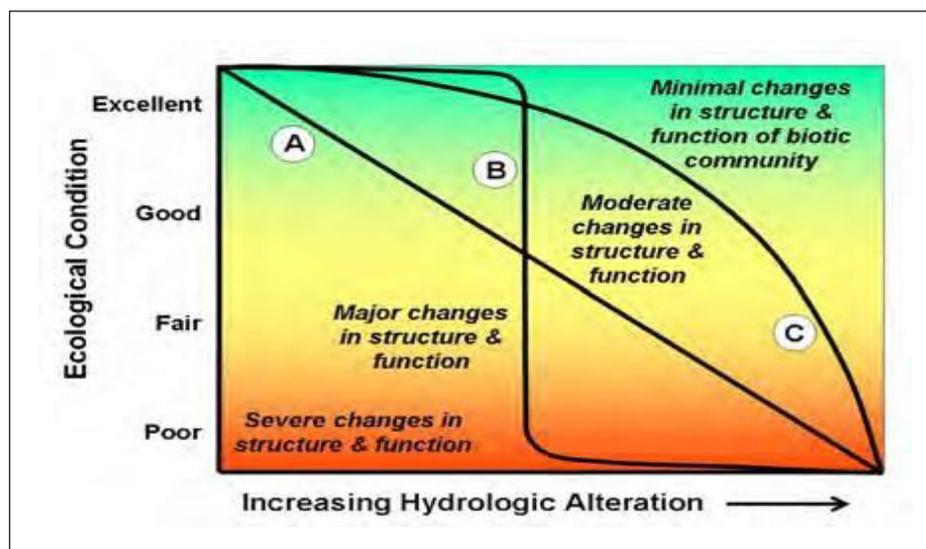


Figure 1 : Courbe de réponse conceptuelle de l'état écologique (ou plus généralement, d'une variable biologique ou écologique) en fonction de l'altération du débit montrant différentes formes possibles de la relation. A: linéaire, B: effet-seuil, C: curvilinéaire. Le graphe représente un type de rivière. (D'après Davies and Jackson 2006, dans Kendy et al. 2012 [39]).

Les rares méta-analyses ayant tenté d'extraire des relations générales à partir d'une compilation d'études de cas en régimes altérés se sont heurtées à la complexité et à l'hétérogénéité des situations rencontrées, et n'ont pas fait émerger de « formes de relation » claires entre des mesures d'altération du débit (généralement la magnitude) et des réponses biologiques ou physiques des écosystèmes [19, 33]. Gillespie et al. (2015) [33] mettent seulement en évidence des relations linéaires positives entre la variation de deux paramètres abiotiques (exprimée en % de changement, pour la conductivité électrique et la concentration en matières en suspension) et l'altération de la magnitude du débit (en %

également), mais statistiquement non significatives. En revanche, il est clair qu'une **altération du régime hydrologique entraîne des réponses écologiques, généralement négatives, aussi bien sur les compartiments biologiques qu'abiotiques** ^[19,33, 40]. Il semble malgré tout qu'on observe davantage de réponses systématiques « négatives » aux altérations hydrologiques chez les poissons, plutôt que chez les invertébrés, les algues ou la végétation riparienne ^[19, 40]. Il est probable que des approches plus ciblées, qui focalisent par exemple sur des types de cours d'eau ou de régime hydrologiques, ou sur des altérations hydrologiques particulières, limiteraient l'hétérogénéité observée et seraient davantage susceptibles de faire ressortir des relations quantitatives générales. Par exemple, McManamay et al. (2013) ^[40] ont montré que des réductions de la magnitude du débit liées à des prélèvements ou à des opérations de gestion de réservoirs avaient systématiquement un effet négatif sur l'abondance des poissons, probablement en raison de la réduction de l'habitat que cela génère, et que cet effet était largement prévisible. A l'inverse, l'effet de l'augmentation de la magnitude du débit n'était pas statistiquement significatif dans cette étude.

4. Relations débit – écologie en période de hautes-eaux

4.1. Qu'appelle t'on « période de hautes eaux » en France hexagonale ?

Les « hautes eaux » correspondent à un « écoulement ou niveau d'eau relativement important, et également **le plus élevé de l'année**, tel qu'il est mesuré par la hauteur d'eau ou le débit. Durant une période de hautes eaux, le cours d'eau occupe son **lit majeur** » (source : www.eaufrance.fr). La période de hautes eaux représente une partie de l'année hydrologique (période de 12 mois qui débute après le mois habituel des plus basses eaux). En France hexagonale, l'année hydrologique débute généralement au mois de septembre, mais cela peut varier en fonction des types de régimes hydrologiques ^[41]. Hormis pour les régimes à composante glaciaire ou nivo-glaciaire qui ont leurs maximums mensuels en été (avec une période de hautes eaux comprise entre mai et août-septembre), la plupart des cours d'eau français présentent des hautes eaux entre octobre-novembre et avril-mai (cf. *Figure 2*).

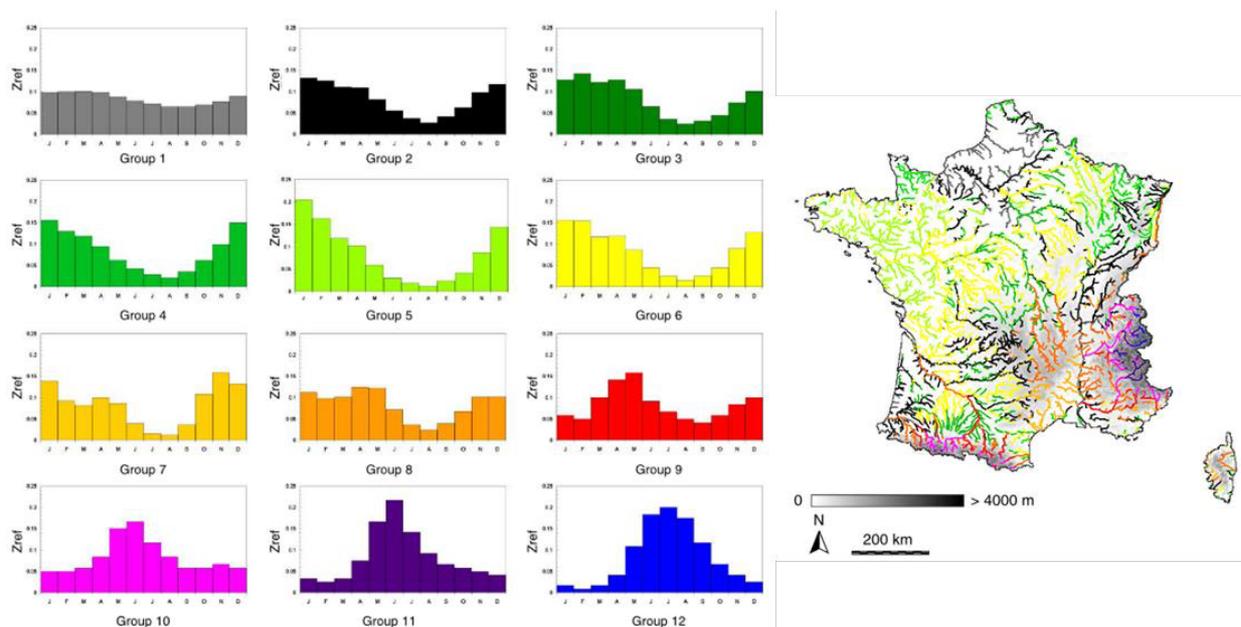


Figure 2 : Les 12 régimes hydrologiques de France hexagonale définis par Sauquet et al. 2008 ^[41].

4.2. Période de hautes eaux et crues

Durant cette période de hautes-eaux, les coefficients mensuels de débit (définis par le rapport entre le débit mensuel moyen et le module interannuel, multiplié par 100) sont > 100 %. Cela traduit le fait que durant ces mois-là, les débits moyens mensuels sont plus élevés que le débit moyen du cours d'eau sur le long terme. Les crues vont survenir **préférentiellement** durant cette période, mais cela ne signifie pas qu'il ne puisse y avoir de crue en dehors de la période de hautes-eaux. Par définition la crue est un phénomène caractérisé par une montée plus ou moins brutale du niveau d'un cours d'eau, liée à une croissance du débit jusqu'à un niveau maximum. Ce phénomène peut se traduire par un **débordement hors du lit mineur** (source : www.dictionnaire-environnement.com), considéré ici comme la partie du lit en eau depuis les débits d'étiage jusqu'au débit de plein bord ^[42].

4.3. Les hautes eaux : période privilégiée pour les processus hydro-sédimentaires

La dynamique sédimentaire est un élément majeur du bon fonctionnement des écosystèmes lotiques, et une composante essentielle à considérer pour leur restauration ^[43]. Au cours d'une année hydrologique, les hautes-eaux constituent la période privilégiée pour les processus hydro-sédimentaires et géomorphologiques du cours d'eau. Ces processus sont initiés dès lors que le débit dépasse un seuil donné (remise en suspension, charriage), ou à l'inverse retombe en-deçà d'un seuil donné (dépôt). L'augmentation du débit dans le lit mineur se traduit physiquement par une augmentation :

- de la vitesse moyenne du courant ;
- de la hauteur d'eau moyenne ;
- de la force érosive (contrainte tractrice) au fond du lit ;
- de la largeur du lit mouillé ;
- de la section mouillée.

La covariation de ces variables de réponse s'observe à **différentes échelles spatiales, depuis le micro-habitat jusqu'au tronçon de rivière**. Ainsi, selon l'amplitude de l'augmentation du débit, vont être modifiées :

- les **caractéristiques hydrauliques de l'écoulement** aux échelles du micro- et des méso-habitats (faciès d'écoulement ^[44]), donc la qualité des habitats pour différents types d'organismes (poissons, invertébrés benthiques, plantes aquatiques et végétation rivulaire, phyto- et zooplancton, biofilms phototrophe et non-phototrophe) ;
- la **quantité des habitats favorables** aux différents taxons, la **diversité** et la **distribution relative** des différents types d'habitats à l'échelle du tronçon de rivière ;
- la **connectivité longitudinale et transversale** entre les habitats, permettant la mobilité de la faune aquatique et la dispersion des propagules ;
- les **processus d'érosion-dépôt** qui vont façonner le lit de la rivière, avec en premier lieu remise en suspension des fractions les plus fines (< 0.05 mm), puis progressivement remobilisation des sables et activation du charriage pour les particules plus grossières, initiant dès lors des processus morphogènes (capables de modifier la morphologie du lit de la rivière).

Relativement au fonctionnement écologique de l'écosystème, la notion de débit capable de modifier la forme du lit de la rivière (qualifié de débit « **morphogène** »^[45]) est particulièrement importante et revient de manière récurrente dans la bibliographie. Pour des cours d'eau naturels, ce débit est associé au **débit de plein bord**, également considéré comme le débit dominant (débit le plus efficace quant au transport de sédiments et de capacité morphogénique^[46]), avec une fréquence de retour de 1.3 à 1.5 an^[47, 48], et qui définit la taille du lit de la rivière. Williams (1978)^[49] avait montré que la distribution des périodes de retour des estimations de débit à plein bord était centrée sur $T = 1.58$ an, mais que cette valeur ne saurait être représentative de l'ensemble des cours d'eau. Des fréquences de retour plus petites (jusqu'à 0.46 an) ou plus grandes (jusqu'à 10 ans) peuvent parfois être observées dans certaines régions en fonction de la texture des berges et des caractéristiques des bassins versants^[50], mais d'une part ceci est relativement rare, et d'autre part des valeurs élevées (> 5 ans) sont souvent le reflet d'altérations anthropiques^[51]. On retiendra qu'en moyenne, le débit à plein bord d'une rivière naturelle ou peu anthropisée (hors rivières en tresse) est **proche de la crue journalière de fréquence biennale**^[42, 52].

Le terme morphogène peut néanmoins être ambigu, car il faut définir au préalable « où commence la morphogénèse », et quel processus est associé au débit considéré. D'un extrême à l'autre, un débit morphogène peut être soit un débit de « délimonage » (ou de décolmatage), soit un débit modifiant la morphologie de la plaine d'inondation et provoquant des mouvements latéraux du chenal. Pour des cours d'eau régulés, Loire et al. (2021)^[45] proposent une synthèse des processus morphogènes visés lors de lâchers d'eau en aval de barrages, et parlent de débits « **éco-morphogènes** » lorsque ceux-ci ont un objectif écologique. Dans la littérature anglo-saxonne, de nombreux termes sont utilisés pour qualifier les débits initiant une réponse morphogène « au sens large », parfois en synonymie (voir synthèse de Loire et al. (2021)^[45], Table 2) : par exemple, on trouve couramment '*flushing flows*'^[53, 54], '*habitat maintenance flows*'^[55], '*channel maintenance flows*'^[56, 57], '*valley-process maintenance flows*'^[58], '*small flood*', '*large flood*'^[59], '*medium flow*', '*high flow*'^[45]. Sur le plan écologique, des débits qui vont évacuer la couche superficielle de limon, faire transiter les sables sur un fond grossier, ôter la couche de périphyton à la surface du substrat, empêcher l'établissement de la végétation dans le chenal, déplacer les bancs de graviers ou éroder les berges, déplacer latéralement le chenal actif ou modifier la morphologie de la plaine alluviale et de ses habitats sont tous importants et nécessaires. On peut dès lors considérer qu'un débit « morphogène » puisse être associés à plusieurs de ces processus, ou alors qu'à chacun de ces processus est associé un débit différent, qui présente une période de retour différente.

Pour les cours d'eau présentant une plaine d'inondation, les hautes eaux vont également être l'occasion d'exporter, en plus des éléments minéraux fins, de la **matière organique et des nutriments** vers les habitats annexes lors de la phase de connexion^[14]. Au retrait de la crue, lors de la déconnexion, s'ensuit généralement une forte augmentation de la **production primaire**^[5, 60] dans ces annexes.

On retiendra surtout que le « bon fonctionnement écologique » d'un cours d'eau nécessite un ensemble, ou une gamme de hauts débits, chacun défini par un couple magnitude-fréquence, auquel est plus spécifiquement associé un (ou des) processus morphogène(s) (**Table 1**). Les « pics de débits » (ou '*flow pulses*'), qui se produisent plusieurs fois dans l'année, sont plutôt associés au maintien et à l'entretien des conditions d'habitat dans le chenal ('*habitat maintenance flows*'), alors que les débits plus élevés et moins fréquents (\geq crue biennale) sont plutôt associés à la dynamique du chenal et des annexes hydrauliques ('*channel maintenance flows*')^[32, 61, 62].

Table 1 : Synthèse des principaux processus ayant un effet sur la géomorphologie du cours d'eau ou sur la qualité / quantité des habitats, et valeurs de débit associées.

Processus	Événement	Valeur - seuil	Référence
Décolmatage, débit de « maintenance » des habitats, « décapage » du substrat (périphyton), début de mise en eau des annexes les plus fréquemment connectées	Crues (pulses) fréquentes	$Q_j > Q_{10} - Q_{1an}$	King & Louw 1998 ^[61] Whipple et al. 2017 ^[62] Hayes et al. 2018 ^[32]
Décolmatage (limons)	Lâchers artificiels	8–14 Q_{base}	Loire et al. 2019 ^[63]
« Décapage » du substrat (périphyton)	Crues (pulses) fréquentes	3 – 5 $Q_{moy. an.}$ 3 – 6 Q_{50} 10 $Q_{moy. an.}$ < Q_{1an}	Biggs and Closs 1990 ^[64] Clausen and Biggs 1997 ^[65] Biggs et al. 2008 ^[66] Flinders & Hart 2009 ^[67] Uehlinger 1991 ^[68]
Augmentation de la connectivité entre masses d'eau, passage d'un paysage essentiellement terrestre à aquatique avec persistance de quelques îlots	Crues fréquentes	$Q_{< 1 an} - Q_{2 ans}$	Bertoldi et al. 2009 ^[69]
Erosion de la végétation pionnière des bancs de graviers, dispersion des propagules	≈ Crue biennale	$Q_{> 2,5 ans}$ $Q_{1,2 an} - Q_{2,5 ans}$	Bertoldi et al. 2009 ^[69] Surian et al. 2015 ^[70]
Mobilisation des éléments grossiers, mouvements des bancs de graviers, débit de « maintenance » du chenal	≈ Crue biennale > Débit plein bord	$Q_{plein bord} - Q_{1,5-3ans}$ $Q_{1an} - Q_{5ans}$	Wolman & Miller 1960 ^[46] Leopold 1994 ^[71] Richter et al. 2006 ^[72] Pruitt & McKay 2013 ^[73] Petts 1996 ^[74] Montgomery & Bolton 2003 ^[75]
Mise en connexion des annexes fluviales, inondation de la plaine alluviale		$> Q_{plein bord}$	Richter et al. 2006 ^[72]
Infiltration, recharge des nappes alluviales		$> Q_{plein bord}$	Stanford & Ward 1988 ^[76] Tockner et al. 2000 ^[5]
Maintien de la complexité des structures à l'échelle de la plaine d'inondation	Crues majeures, peu fréquentes	$> Q_{5ans} - Q_{10 ans}$ $Q_{\sim 10 ans}$	Wolman & Miller 1960 ^[46] Rood et al. 2005 ^[77] Trush et al. 2000 ^[78] Bertoldi et al. 2009 ^[69]

4.4. Une influence sur les cycles de vie et les dynamiques de nombreuses espèces

La plupart des études visant à décrypter le rôle de l'hydrologie sur les espèces concernent la composante « **magnitude** » du débit, c'est-à-dire qu'elles se sont attachées à décrire comment les « espèces » (incluant différentes réponses à l'échelle de l'individu, de la population, ou de la communauté) réagissent à des hautes-eaux ou des crues d'intensités différentes [35, 79]. La grande majorité des articles consultés fait référence à des événements de « crues » naturelles, généralement sans définition précise du terme, plutôt qu'à l'effet des « hautes eaux saisonnières ». Certaines études s'intéressent également à des altérations anthropiques du régime, et analysent les réponses biologiques à des changements de la magnitude, de la fréquence, ou de la durée des crues [40] pour différents types d'altérations. Par ordre numérique, le groupe des poissons est le plus documenté, suivi par les invertébrés benthiques et les macrophytes [19, 79].

Les réponses biologiques étudiées sont variables, incluant l'abondance (ou abondance relative), la densité, la biomasse, la richesse taxonomique, la diversité (indices de Shannon ou Simpson, par exemple), mais parfois également la croissance ou un indice de condition. D'autres réponses, telles la dérive, la migration / les mouvements, l'activité de reproduction, l'alimentation, la survie, la mortalité sont plus rarement analysées.

D'emblée, l'analyse de la littérature met en évidence la difficulté de **comparer quantitativement les réponses** entre les différentes études [35]. Les principales raisons sont que :

- les plans d'échantillonnage sont très variés (études mono- ou multisites, avant-après événement, après événement seulement, avec ou sans sites « témoins »...);
- les événements hydrologiques ne sont pas toujours bien décrits, en termes de magnitude, de durée, ou de fréquence ;
- les durées d'études et les pas de temps d'échantillonnage sont variables, incluant plus ou moins la résilience de la communauté ou de la population ;
- les sites étudiés sont très différents, par le type et la taille du cours d'eau, ainsi que les conditions locales ;
- les réponses observées peuvent être dépendantes d'un événement antérieur non pris en compte.

Ce constat peut être illustré par la revue de Piniewski *et al.* (2017) [79], qui après avoir identifié 844 études incluant des événements de crue(s) ou d'étiage(s) sévère(s) sur les invertébrés et/ou les poissons, n'en ont retenu *in fine* que 54 pour une synthèse quantitative (soit 6.4 %).

Le corollaire de l'hétérogénéité rencontrée dans ces études est, qu'à l'extrême, une même métrique biologique peut présenter des **réponses opposées** aux événements de crue ou de hautes eaux selon les caractéristiques environnementales du site, les caractéristiques biologiques de la communauté, les caractéristiques de l'événement hydrologique, ainsi que la fréquence et la proximité de l'échantillonnage par rapport à l'événement, et la durée de l'étude [79, 80]. La **Table 2** présente quelques exemples de relations observées entre les principaux groupes taxonomiques (invertébrés, poissons, plantes aquatiques) et les hautes eaux ou crues. Il est par conséquent très difficile de **généraliser l'effet d'un événement de hautes eaux ou de crue, ou d'une altération de la magnitude de celui-ci**. Cette conclusion est commune aux quelques études qui ont cherché à identifier et quantifier, par des approches de méta-analyses ou de synthèse, les relations entre hautes eaux / crues (et parfois plus généralement les changements de la magnitude du débit) et métriques biologiques [33, 34, 35, 79, 80]. Notons néanmoins que McManamey *et al.* (2013) [40] ne montrent pas de relations générales entre les réponses biologiques pour les poissons et les crues en régime naturel, mais que la même analyse portant

sur des **altérations anthropiques du régime** (diminution ou augmentation de la magnitude, de la durée ou de la fréquence des crues) montre très majoritairement des **réponses biologiques négatives**. Rytwinski et al. (2023) ^[35], dans une méta-analyse sur les effets des changements naturels de la magnitude du débit sur les abondances et biomasses de poissons en régions tempérées, montrent qu'en moyenne, les réponses des poissons aux changements de la magnitude du débit (incluant les étiages, les débits « moyens » et les crues) sont négatives. Cependant, la variabilité est telle qu'ils n'arrivent à extraire aucune relation générale de leur analyse.

Une des difficultés rencontrées dans la généralisation des relations débit – écologie tient au fait que la réponse d'une population ou d'une communauté à un événement particulier peut être **influencée par les événements passés** (crues et/ou étiages notamment), sur un laps de temps plus ou moins long. La succession des événements, le temps écoulé entre ces événements, et leur sévérité vont alors se combiner pour expliquer l'effet sur le compartiment biologique. On se rapproche ici du cadre conceptuel de l'*habitat template* ^[7, 8] et des théories qui en dérivent, visant notamment à expliquer la diversité des communautés ou des traits de vie des taxons en fonction des variabilités spatiale et temporelle de leur environnement ^[81, 82, 83]. De très nombreuses études, dans tout type de milieu et sur un grand nombre de groupes taxonomiques, font référence à ce corpus théorique et ont soit validé, soit infirmé les prédictions correspondantes. Ces études s'appuient majoritairement sur des comparaisons multisites de communautés ayant connu différentes « histoires » (ou régimes) de perturbations, évaluées en termes de gradients de sévérité ou de fréquence, définissant l'axe temporel du '*template*' ^[84, 85, 86]. La communauté est caractérisée par une richesse ou diversité taxonomique (parfois moyennée sur plusieurs années) et/ou par des proportions d'un ensemble de traits biologiques. Les processus explicatifs des relations observées ici sont davantage d'ordre évolutif qu'écologique : ils font référence à des échelles temporelles longues, et à des pressions de sélection via le « filtre » que constitue l'habitat et ses variabilités spatiale et temporelle, et non pas à des réponses à plus court terme impliquant la dynamique des populations, via des succès de reproduction variables, de la mortalité, des taux de croissance... On ne focalise donc pas sur la succession chronologique des perturbations et sur les effets écologiques qu'elle entraîne, mais sur le résultat global de cet enchaînement à long terme.

Ce que l'on pourrait appeler « **l'effet cumulatif** » des perturbations sur les populations ou communautés est assez peu documenté, probablement parce qu'en milieu naturel, ceci demande des **suivis temporels relativement longs** compte-tenu de la stochasticité des perturbations. Ce caractère aléatoire explique également le fait que nombre d'études rapportant les effets écologiques de perturbations ne reposent pas sur des designs expérimentaux robustes (d'où la difficulté d'en extraire des synthèses ou de faire des méta-analyses ^[34, 79]), puisque ces études relèvent d'opportunités, et non pas d'un test d'hypothèse(s) avec méthodologie prédéfinie.

Expérimentalement, il est néanmoins possible de suivre l'évolution de communautés soumises à un **régime de perturbations défini**. Par exemple, sur la rivière Spöl (Alpes centrales, Suisse), un régime de crues a été établi en 2000 à l'aval d'un réservoir hydroélectrique afin de restaurer une dynamique sédimentaire et favoriser la truite, seule espèce de poisson colonisant le tronçon de cours d'eau étudié ^[87, 88, 113]. Entre 2000 et 2016, 32 crues ont ainsi été générées via des lâchers d'eau depuis le réservoir, soit 2 crues par année en moyenne. Ces crues ont généralement eu lieu en juillet ($Q_{pic} > 30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, sur $Q_{base} = 2.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et fin août-début septembre ($15 < Q_{pic} < 25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, sur $Q_{base} = 2.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), correspondant à la période de hautes eaux en régime nivo-glaciaire, et étaient suffisamment intenses pour mobiliser significativement le substrat. Depuis le début de la mise en place de ce régime de crues, la densité moyenne de macro-invertébrés benthiques a diminué, passant de $\approx 24\,000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-1}$ à $< 10\,000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-1}$ après les crues. Cette densité remonte à $\approx 10\,000$ à $20\,000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-1}$ entre les crues. La richesse taxonomique moyenne est passée de ≈ 12 à ≈ 10 taxons après les crues. Les maxima de densité et d'abondance ont été observés environ 200 jours après la dernière crue. La structure de l'assemblage a

été modifiée, l'abondance des Chironomidés et de *Gammarus* ayant fortement diminué suite au programme de crues (avec de très fortes réductions juste après les crues), alors que l'abondance de *Baetis* a significativement augmenté. Le nombre de frayères de truite observé a rapidement augmenté à la suite de la mise en œuvre du régime de crues, passant de 58 à 150 – 307 jusqu'en 2012. Un lâcher de sédiments fins en 2013 a fait drastiquement chuter ce nombre, mais une nouvelle augmentation a été observée à partir de 2016. L'objectif de favoriser la truite a donc été atteint en recréant de meilleures conditions de reproduction par « nettoyage » du substrat (élimination des particules fines interstitielles et superficielles) avant la période de frai, et « entretien » de ce substrat afin de maintenir une granulométrie grossière et des taux de périphton bas ^[88]. De manière très intéressante, cette expérimentation « grandeur nature » a également permis de montrer que l'arrêt du régime de crue entre 2016 et 2021 avait entraîné une dégradation de l'écosystème ^[89].

Table 2 : Aperçu des réponses biologiques² les plus couramment mises en évidence pour les trois principaux groupes taxonomiques (invertébrés benthiques, poissons, macrophytes et communautés végétales ripariennes) face à des événements de crue ou de hautes eaux (la distinction entre les deux n'étant pas toujours très nette). La majorité des études focalisent sur la magnitude de l'événement.

Groupes / Hydrologie	Effet	Référence
Invertébrés aquatiques		
Crues	↗ abondance des espèces opportunistes / tolérantes	Conde et al. (2013) ^[90] ; Gomes et al. (2012) ^[91] ; Bower et al. (2022) ^[92]
	↗ abondance des taxons rhéophiles	Chanut et al. (2019) ^[94]
	↗ diversité (richesse, nombre de taxons)	Langton and Casas (1998) ^[93] ; Chanut et al. (2019) ^[94] ; Mesa (2010) ^[95] ; McCabe and Gotelli (2000) ^[96] ; Calderon et al. (2017) ^[97] ; Uetz et al. (1979) ^[98] ; Olsen and Townsend (2005) ^[99] ; O'leary and Wantzen (2012) ^[100] ; Mackie et al. (2013) ^[101] ; Dube et al. (2017) ^[102] ; Gallardo et al. (2009) ^[103] ; Dong et al. (2021) ^[104]
	↘ diversité (richesse, nombre de taxons)	Gathman and Burton (2011) ^[105] ; Gallo et al. (2010) ^[106] ; Bae et al. (2014) ^[107] ; Gerisch et al. (2012) ^[108] ; Chattopadhyay et al. (2021) ^[109] ; Reice (1991) ^[110] ; Suren and Jowett (2006) ^[111] ; Olsen and Townsend (2005) ^[99] ; Ballinger et al. (2005) ^[112] ; Robinson (2012) ^[113] ; Gerisch (2014) ^[114] ; Le et al. (2020) ^[115] ; Lee and Bae (2011) ^[116] ; Scrimgeour et al. (1988) ^[117] ; Mundahl and Hunt (2011) ^[118] ; Mouzinho et al. (2010) ^[119] ; Stubbington et al. (2009) ^[120] ; McElravy et al. (1989) ^[121] ; Asmamaw et al. (2019) ^[122] ; Miyake et al. (2021) ^[123]
	→ diversité (richesse, nombre de taxons)	Ellis et al. (2001) ^[124] ; Plaza and Galbiati (2017) ^[125]
	↘ abondance (densité, biomasse)	Scrimgeour et al. (1988) ^[117] ; McElravy et al. (1989) ^[121] ; Scrimgeour and Winterbourn (1989) ^[126] ; Hendricks et al. (1995) ^[127] ; Miller and Golladay (1996) ^[128] ; Angradi (1997) ^[129] ; Suren and Jowett (2006) ^[111] ; Lee and Bae (2011) ^[116] ; Mundahl and Hunt (2011) ^[118] ; McMullen and Lytle (2012) ^[130] ; Robinson (2012) ^[113] ; Conde et al. (2013) ^[90] ; Asmamaw et al. (2019) ^[122] ; Smith et al. (2019) ^[131] ; Stamp et al. (2020) ^[132] ; Miyake et al. (2021) ^[123]
	↗ abondance (densité, biomasse)	Turic et al. (2015) ^[133]
	↗ déplacements	Matthaei and Townsend (2000) ^[134]
Hautes-eaux saisonnières	Modification de la structure de l'assemblage	Murkin et al. (1991) ^[135] ; Nessimian et al. (1998) ^[136] ; Milner et al. (2013) ^[137] ; Bae et al. (2016) ^[138] ; Theodoropoulos et al. (2017) ^[139] ; Bower et al. (2022) ^[92]

² Cette table présente seulement un extrait d'une sélection de 517 publications, compilées à l'aide d'une recherche sur ISI Web of Science en décembre 2022. La requête et la démarche méthodologique sont présentées en annexe.

Table 2 (suite)

Groupes / Hydrologie	Effet	Référence
Poissons		
Crues	↗ abondance (densité, biomasse) des espèces natives	Deboer et al. (2011) ^[140] ; Jenney et al. (2022) ^[141] ; Gido and Propst (2012) ^[142] ; Stoffels et al. (2014) ^[143] ; Propst and Gido (2004) ^[144]
	↗ abondance (densité, biomasse) des espèces exotiques	King et al. (2003) ^[145] ; Stoffels et al. (2014) ^[143]
	↘ abondance (densité, biomasse) des espèces exotiques	Deboer et al. (2011) ^[140] ; Marchetti and Moyle (2001) ^[146] ; Caiola et al. (2014) ^[147] ; Fornaroli et al. (2020) ^[148] ; Fausch et al. (2001) ^[149] ; Propst and Gido (2004) ^[144]
	↘ abondance (densité, biomasse)	Cattaneo et al. (2002) ^[25] ; Lobon-Cervia (2004) ^[150] ; Lobon-Cervia (2009) ^[311] ; Bergerot and Cattaneo (2017) ^[308]
	→ abondance (densité, biomasse)	Cruz et al. (2020) ^[151] ; Chester et al. (2014) ^[152] ; Pires et al. (2008) ^[153] ; Castello et al. (2019) ^[154] ; Schlosser (1985) ^[155] ; Negishi et al. (2019) ^[156] ; Rolls et al. (2011) ^[157] ; Lobon-Cervia (1996) ^[158] ; Jensen and Johnsen (1999) ^[159]
	↗ abondance des taxons rhéophiles	Bischoff and Wolter (2001) ^[160] ; Cattaneo et al. (2001) ^[161]
	↗ diversité (richesse, nombre de taxons)	Miyazono et al. (2010) ^[162] ; Marchetti and Moyle (2001) ^[163] ; Bower et al. (2019) ^[164] ; Fernandes et al. (2009) ^[165] ; Arthington et al. (2003) ^[166] ; Shoup and Wahl (2009) ^[167] ; Baumgartner et al. (2018) ^[168] ; Agostinho et al. (2004) ^[169] ; Da Silva et al. (2013) ^[170] ; Cattaneo et al. (2001) ^[161] ; Harrell (1978) ^[171] ; Silva et al. (2010) ^[172] ; Bischoff and Wolter (2001) ^[160]
	↘ diversité (richesse, nombre de taxons)	Cattaneo (2005) ^[173] ; Erman et al. (1988) ^[174] ; Matthews (1986) ^[175] ; Cochran and Stagg (2011) ^[176] ; Espinola et al. (2017) ^[177] ; Horwitz (1978) ^[178]
	→ diversité (richesse, nombre de taxons)	Pires et al. (2008) ^[153] ; Pander et al. (2019) ^[179] ; George et al. (2015) ^[180] ; Carlson et al. (2016) ^[181] ; Rolls et al. (2011) ^[157] ; Lobon-Cervia (1996) ^[158]
	↗ diversité fonctionnelle	Baumgartner et al. (2018) ^[182]
	↗ croissance ou facteur de condition	Tonkin et al. (2011) ^[183] ; Luz-Agostinho et al. (2009) ^[184] ; Abujanra et al. (2009) ^[185] ; Jensen and Johnsen (1999) ^[159]
	↘ croissance ou facteur de condition	Jeffres et al. (2008) ^[186] ; Tonkin et al. (2011) ^[183] ; Luz-Agostinho et al. (2009) ^[184] ; Abujanra et al. (2009) ^[185] ; Jensen and Johnsen (1999) ^[159]
	↗ mouvements	Albanese et al. (2004) ^[187] ; Blewett et al. (2017) ^[188] ; Fernandes et al. (2009) ^[165] ; Amtstaetter et al. (2021) ^[189] ; Thiem et al. (2020) ^[190] ; Tetzlaff et al. (2008) ^[191] ; Masse et al. (1991) ^[192] ; Espinoza et al. (2021) ^[193] ; Williams et al. (2017) ^[194]
	Modification de la sélection de l'habitat	Mastrorillo and Copp (2005) ^[195] ; Bell et al. (2001) ^[196] ; Schwartz and Herricks (2005) ^[197]

Table 2 (suite)

Groupes / Hydrologie	Effet	Référence
Hautes-eaux saisonnières	↗ ou ↘ de l'activité de reproduction (selon espèce)	Vilizzi (2012) ^[198] ; Yang et al. (2020) ^[199] ; King et al. (2009) ^[200] ; Arthington et al. (2003) ^[166] ; Gorski et al. (2011) ^[201] ; King et al. (2003) ^[202] ; Hocutt and Johnson (2001) ^[203] ; Gorski et al. (2010) ^[204] ; Agostinho et al. (2004) ^[169] ; Stuart et al. (2019) ^[205] ; Malcolm et al. (2004) ^[206] ; Tyler et al. (2021) ^[207] ; Abrial et al. (2014) ^[208] ; Lopes et al. (2018) ^[209] ; Warren et al. (2009) ^[210] ; Koster et al. (2017) ^[211] ; Garcia et al. (2018) ^[212] ; Schrank et al. (2001) ^[213] ; Malcolm et al. (2012) ^[214] ; King et al. (2016) ^[215] ; Yang et al. (2021) ^[216]
	Modification du régime trophique	Pereira et al. (2017) ^[217]
	Pas de modification du régime trophique	Arndt et al. (2002) ^[218] ; Rolls et al. (2012) ^[219]
	Modification de la structure de l'assemblage	Taylor et al. (2017) ^[220] ; Walton et al. (2017) ^[221] ; Abrial et al. (2014) ^[208] ; Ziegeweid et al. (2022) ^[222] ; Ngor et al. (2018) ^[223] ; Bower et al. (2022) ^[164]
Macrophytes et communautés végétales ripariennes		
Crues	↗ abondance (densité, biomasse) des espèces exotiques	Franceschi et al. (2000) ^[224]
	↗ abondance (densité, biomasse) des espèces natives	Franceschi et al. (2000) ^[224]
	↘ abondance (densité, biomasse) des espèces exotiques	Stokes et al. (2010) ^[225] ; Pyle (1995) ^[226] ; Lunt et al. (2012) ^[227]
	↗ diversité (richesse, nombre de taxons)	Boedeltje et al. (2004) ^[228] ; Deiller et al. (2001) ^[229] ; Catian et al. (2018) ^[230] ; Ferreira and Stohlgren (1999) ^[231] ; Glaeser and Wulf (2009) ^[232] ; Myster (2010) ^[233] ; Balcombe and Arthington (2009) ^[234] ; Shen et al. (2019) ^[235] ; Wintle and Kirkpatrick (2007) ^[236]
	↘ diversité (richesse, nombre de taxons)	Berthelot et al. (2014) ^[237] ; Smith et al. (1998) ^[238] ; Lind et al. (2014) ^[239] ; Garssen et al. (2017) ^[240] ; Ferreira and Stohlgren (1999) ^[231] ; Araujo et al. (2019) ^[241] ; Roa-Fuentes et al. (2022) ^[242] ; Fournier et al. (2015) ^[243] ; Garssen et al. (2015) ^[244] ; Osunkoya et al. (2014) ^[245]
	↗ croissance	Lempe et al. (2001) ^[246]
	↘ croissance	Greet et al. (2020) ^[247] ; Yordanova et al. (2005) ^[248] ; Jenkins et al. (2008) ^[249] ; Brotherton et al. (2019) ^[250] ; Klimesova (1994) ^[251]
Hautes-eaux saisonnières	Modification de la structure de l'assemblage	Zhang et al. (2016) ^[252]

4.4.1. Invertébrés benthiques

Les réponses à des hautes eaux ou événements de crue naturelle semblent plus nettes chez les invertébrés que chez les poissons, avec majoritairement des **diminutions d'abondance, densité, richesse ou diversité observées**, mais sans lien évident avec l'intensité de la perturbation [79, 253]. L'abondance peut être réduite de façon très marquée, de l'ordre de -70 à -95 % après la crue [254, 255, 97]. Ceci résulte principalement du fait que la montée de débit entraîne les invertébrés vers l'aval (le terme de « dérive catastrophique » - '*catastrophic drift*' - est souvent employé, notamment du fait de l'augmentation de la contrainte de cisaillement et de l'abrasion par des particules en suspension [256]), les déplace (parfois hors du chenal), ou entraîne de la mortalité au niveau du substrat en écrasant les organismes entre les particules mises en mouvement. Par exemple, dans une étude de 4 petits cours d'eau (ordres 2 et 3, altitude 221 – 377 m asl.) en Irlande, Feeley et al. (2012) [257] ont observé à la suite d'une crue éclair ayant entraîné une augmentation de 450 % du niveau d'eau une diminution de la densité totale de 85 %, associée à une baisse de richesse spécifique de 30 % en moyenne, variables selon les taxons considérés.

Des hautes-eaux plus élevées ou des crues plus intenses favoriseraient les espèces plus tolérantes, modifiant ainsi la **structure de l'assemblage** [258]. Grâce à un suivi de 30 ans sur un cours d'eau en Alaska, Milner et al. (2013) [137] ont pu montrer les effets d'une crue majeure faisant suite à un épisode de pluie sur neige inhabituel ($T \approx 100$ ans) : la structure de la communauté avait profondément changé après la crue, ressemblant à ce qu'elle était 15 années auparavant ('*reset mechanism*'). Les taxons pionniers et/ou faiblement compétitifs (par ex. *Tanytarsus*, *Diamesa*), localement éteints, sont réapparus en masse, alors que des taxons typiques des stades successionnels ultérieurs ont disparu (par ex. Dysticidae, g. *Gammarus*) ou ont été fortement réduits (Simuliidae). Les taxons rhéophiles, très hydrodynamiques ou fixés aux substrats par différents appendices, résistent davantage et voient leur proportion augmenter lors de forts événements de crue, au détriment par exemple d'espèces nageuses qui ont l'opportunité de se développer lorsque les événements sont moins intenses [259]. La proportion des différents groupes trophiques répond également à l'intensité des hautes eaux, avec dans certains cas davantage de prédateurs et de filtreurs observés après l'événement [260]. D'une manière générale, des crues plus fréquentes ont tendance à favoriser les taxons rhéophiles (notamment EPT – Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères). En milieu parapotamique, les crues fréquentes maintiennent une richesse taxonomique élevée en limitant l'exclusion compétitive, mais cette richesse a tendance à diminuer avec le temps après la crue, et les taxons lénitophiles redeviennent alors plus abondants [261].

Aux Etats-Unis, sur un grand nombre de sites, la diminution des débits moyens journaliers maximum sur l'année est associée à une altération des peuplements de macro-invertébrés benthiques, avec notamment une augmentation des taxons associés à des substrats fins et des conditions lenticules (habitats de type « pool »), et ceci d'autant plus que cette altération est prononcée [262].

D'une manière générale, la **résilience** des peuplements de macro-invertébrés benthiques à la suite de crues est **rapide**. Ce temps de résilience semble notamment dépendre du type de cours d'eau (contextes climatique, géologique et physiographique), mais varie généralement de **quelques semaines à quelques mois** [80, 263, 264, 265, 266]. D'après Death (2008) [253], un temps « moyen » de résilience pour les communautés de macro-invertébrés après une crue est de l'ordre de 2 à 4 semaines. La richesse et la composition taxonomiques semblent se rétablir plus vite que les abondances. Certains auteurs notent une forte diminution de l'abondance de nombreux taxons après une crue majeure, mais relativement peu de changements dans la structure de la communauté [129, 267], ceux-ci pouvant même être moins marqués que la variabilité saisonnière « naturelle ». Des taxons tels que les Ephéméroptères, les

Simulidés ou les Chironomidés sont souvent présents dans la communauté peu de temps après la crue, alors que les Mollusques, les Trichoptères à fourreau, les Amphipodes ou les Plathelminthes réapparaissent plus tardivement ^[84, 268]. Cependant, il arrive que les densités ne retrouvent pas leur niveaux pré-crue, parfois plusieurs années après l'événement : Milner et al. (2013) ^[137] avaient observé une diminution de 78-92 % des densités totales à la suite d'une crue (passant de 3990 à 330 – 898 ind.m⁻¹), mais la résilience (retour à des densités comparables) n'était pas complète 3 années plus tard (1082 ind.m⁻¹).

4.4.2. Poissons

4.4.2.1. Échelle de la communauté

Une méta-analyse des études en Europe ayant traité de l'effet de crue(s) ou de hautes eaux sur l'abondance, la richesse, ou la diversité des communautés piscicoles ne met pas en évidence de réponses biologiques significatives ^[79]. Néanmoins, ces études sont d'une part peu nombreuses, concernent des tailles de cours d'eau et des communautés différentes, des climats différents, des événements d'amplitudes différentes se produisant à des saisons différentes. La crue majeure de juillet 1997 ayant affecté plusieurs bassins d'Europe centrale a été étudiée sur la Morava (bassin du Danube) et sur la partie amont du bassin de l'Oder, mais il s'agissait d'une crue estivale. Néanmoins, celle-ci n'a pas modifié la structure de la communauté, les densités totales ou les biomasses des espèces présentes. Seules les densités de quelques espèces ont pu varier après la crue, à la hausse (perche sur la Morava ; truite et ombre sur l'Oder) comme à la baisse (ablette, gardon, barbeau sur la Morava), conduisant les auteurs à conclure que les communautés piscicoles étaient probablement bien adaptées à ce type d'événement ^[269, 270]. Sur la partie aval de l'Oder, en revanche, la même crue a eu pour effet une nette diminution des abondances globales, une abondance relative des espèces rhéophiles (par rapport aux espèces eurytopes) bien plus grande après la crue, et une augmentation de la diversité de la communauté de 0+ dans la plupart des méso-habitats étudiés ^[271]. Au Portugal, la crue millénaire du 26 octobre 1997 n'a globalement pas eu d'effet sur la richesse spécifique ni sur les abondances de la majorité des taxons (espèces x classes de taille), même si des différences pouvaient apparaître localement ^[161]. Là encore, les auteurs concluent à une bonne adaptation des espèces méditerranéennes à ce type d'événement. Sur le Rhône, les crues d'octobre 1993 (période de retour 110 ans) et janvier 1994 (50 ans) ont conduit à une forte augmentation de l'abondance des 0+ de l'ensemble des espèces, en particulier des espèces lithophiles et rhéophiles, ainsi que de la richesse spécifique ^[272]. Les effets de « décapage » du substrat et de « nettoyage » global du système (*'reset mechanism'*) expliqueraient les réponses biologiques observées.

Le *timing* de la crue est important pour expliquer des réponses potentiellement divergentes entre les espèces, et parfois sur une fenêtre temporelle relativement étroite : si la crue se produit lors d'une phase sensible du cycle biologique (reproduction, incubation des œufs), ou sur un stade de vie sensible (larve ou jeune alevin), l'effet négatif sera plus fort que si la crue se produit en dehors de ces périodes sensibles. Les traits des espèces (gilde et période de reproduction, ponte unique ou fractionnée, protection des œufs ou non...) peuvent alors expliquer en partie les réponses observées ^[273, 274, 275].

Indépendamment d'une crue majeure, qui est un événement plutôt stochastique, la magnitude des hautes-eaux d'une année sur l'autre (décrit par le Q_{10}) explique de manière très significative et générale sur un grand nombre de sites ($n = 65$, répartis sur l'ensemble de la France hexagonale) les

variations interannuelles de la structure de l'assemblage de 0+ observées à l'automne, et donc indirectement le succès de reproduction de groupes d'espèces ^[276]. Par exemple, les abondances relatives de truite, chabot, loche franche et vandoise sont négativement associées aux hautes eaux, alors que celles de barbeau, hotu, chevaine et vairon répondent positivement. Néanmoins, il s'agit surtout des hautes eaux printanières, entre mars et fin juin, plutôt associées à la période de reproduction des espèces. Les hautes-eaux hivernales (octobre à fin février) n'expliquaient pas de variation des variables biologiques testées. Sur ces mêmes sites, il a également été montré que le régime hydrologique à long terme (valeur moyenne du Q₁₀ entre mars et fin juin) expliquait la structure moyenne de l'assemblage (abondances relatives moyennes des différentes espèces) observée sur les sites, indépendamment des caractéristiques physiographiques et hydrauliques locales du site ^[173].

4.4.2.2. Processus de migration / dispersion

Le débit intervient dans les déplacements de nombreuses espèces à différents stades ontogéniques, qu'il s'agisse de **migrations** ou de **dispersion** ^[277, 278]. Pour certaines espèces, les hautes eaux ou crues (incluant des pulses de débits) jouent un **rôle de signal** et permettent de déclencher des migrations, latérales ou longitudinales. Chez les Salmonidés, les **pics de débits** en conjonction avec la température déclenchent des migrations de reproduction. Sous nos latitudes tempérées, la période de migration pour la truite (*S. trutta f. fario*) s'étend généralement d'octobre à décembre ^[279, 280]. Pour cette espèce, Ovidio *et al.* (1998) ^[280] ont montré que la migration de reproduction à l'automne dans l'Ourthe était initiée par les variations de débit d'un jour à l'autre, à la hausse comme à la baisse, en conjonction avec une température entre 10 et 12°C. **L'augmentation du débit peut faciliter l'accès à des zones favorables à la reproduction plus en amont**, notamment en augmentant la hauteur d'eau des faciès de type radier ou en facilitant le franchissement d'obstacles et de seuils ^[281]. Sur le bassin du Scorff, en Bretagne sud, la succession crue-décruce a été identifiée comme le principal événement associé à des taux élevés de migration de reproduction, la remontée s'effectuant plutôt à la décrue ^[282]. En Espagne, le nombre de géniteurs capturés en montaison dans un ouvrage de franchissement de la rivière Porma était significativement et positivement corrélé à la valeur du débit journalier ^[279]. Dans le sud-ouest des Etats-Unis, où *S. trutta* est une espèce invasive, il a été montré que des lâchers d'eau artificiels en automne à l'aval d'un ouvrage, dans le cadre de la mise en place de débits écologiques, avaient un rôle similaire aux pics de débits « naturels » et stimulaient les mouvements de montaison et de dispersion de l'espèce dans les tributaires ^[283]. Pour le saumon atlantique, les conditions hydrologiques des trois mois précédents la reproduction, notamment la magnitude du débit, expliquent la phénologie de l'entrée dans l'affluent pour la reproduction : les géniteurs arrivent plus tôt et de manière continue durant les années « humides », alors qu'ils remontent plus tardivement et de manière plus épisodique lors d'années sèches ^[191]. Le débit est considéré comme un **facteur de contrôle de la migration** (*sensu* Byrne *et al.* (2004) ^[284], c.à.d. qu'il influence le processus physique de la migration, par exemple en facilitant les déplacements vers l'aval), non pas comme un facteur de régulation de la migration (qui agit avant la migration, et affecte physiologiquement le processus de smoltification) comme peuvent l'être, par exemple, la température ou la photopériode ^[285].

Chez les formes anadromes de truite et le saumon, les migrations d'avalaison des smolts au printemps sont également dépendantes de **phases d'augmentation du débit**, là encore avec un effet conjugué de la température ^[286, 287, 288]. Un effet positif des **variations de débit et des crues** explique également la dévalaison précoce observée chez des smolts de truite à l'automne ^[289, 290]. La dévalaison post-reproduction des géniteurs de truite est également observée en conjonction avec des débits croissants dans la rivière ^[291].

Pour les principaux Salmonidés présents en France hexagonale (notamment le saumon *S. salar*, et les truites sédentaire *S. trutta f. fario* et migratrices *S. trutta f. trutta* et *S. trutta f. lacustris*), retenons de ces travaux que les débits élevés et les variations de débit à l'automne et au début de l'hiver constituent un signal environnemental majeur pour leur cycle de vie en initiant et en contrôlant les migrations de reproduction, d'avalaison post-reproduction, et d'avalaison durant la smoltification. Par conséquent, **une diminution des niveaux de débit et de sa variabilité sont susceptibles d'affecter le processus de migration, et donc la dynamique de la population** ^[292].

Chez une autre espèce, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), les forts débits automnaux contrôlent la migration catadrome ^[293]. La migration démarre plus précocement si les débits en début d'automne sont élevés, et la vitesse de migration est accrue ^[294, 295]. En Bretagne, sur le Frémur, la dévalaison des anguilles argentées est globalement retardée dans la saison du fait de la fragmentation par des ouvrages et de la régulation du débit, mais s'effectue essentiellement lors des épisodes pluvieux, quand les débits augmentent significativement et que les barrages surversent ^[296]. L'hypothèse d'une limitation des pertes énergétiques lorsque la dévalaison s'effectue à forts débits est privilégiée pour expliquer ces observations.

Les **crues hivernales** apparaissent essentielles à une espèce phytophile comme le brochet (*Esox lucius*), qui se reproduit très tôt dans l'année (février-mars). Les débordements du lit mineur permettent la **mise en eau d'annexes et de prairies adjacentes** constituant des habitats de qualité pour sa **reproduction** ^[297]. Le brochet effectue des migrations latérales mais aussi longitudinales pour y accéder ^[298]. Selon le moment d'occurrence de la crue, le brochet peut également utiliser les zones inondées à d'autres fins que la reproduction, notamment pour rechercher des proies ^[299], ou pour trouver des zones refuges face aux vitesses de courant élevées. Il a été montré que **l'altération des débits, notamment les diminutions des pics et des durées des crues printanières, était un facteur explicatif de la réduction des populations de brochet dans de nombreuses grandes rivières** ^[300,301, 302].

Les débits élevés assurent également la **dispersion des œufs** de nombreuses espèces, ou des **larves** pour les espèces qui pondent des œufs fixés sur un substrat. Néanmoins, si on met l'accent sur les périodes automnale et hivernale, voire jusqu'au tout début du printemps, ce rôle de dispersion intéresse essentiellement les espèces ayant une reproduction hivernale, donc les Salmonidés (*S. trutta* et ses écotypes, *S. salar*, *Coregonus lavaretus* et *Thymallus thymallus*). Par exemple, les pics de crue printaniers favorisent l'éclosion des larves de corégones (*Coregonus albula* et *C. lavaretus*) et assurent leur dispersion vers l'aval, vers un milieu plus productif ^[303]. Dans l'Allondon, cours d'eau franco-suisse au pied du Jura, les alevins d'ombre (*T. thymallus*) dérivent durant la deuxième quinzaine d'avril, et le taux de dérive est positivement corrélé avec le débit moyen journalier ^[304].

4.4.2.3. Dynamique de population : densités de stades de vie sensibles

La magnitude des débits hivernaux a un effet direct sur le **succès de la reproduction** de certaines espèces, notamment des Salmonidés à reproduction hivernale (*S. trutta* et *S. salar* notamment). Cet effet du débit peut concerner **différents stades de vie et phases du cycle biologique**, telle l'activité de reproduction elle-même, et/ou la phase d'incubation des œufs, de vie intra-gravellaire et d'émergence des larves, ou de croissance de l'alevin. Un effet positif des forts débits hivernaux sur la survie des œufs et des alevins de saumon a été mis en évidence au Newfoundland et New Brunswick ^[305]. Dans cinq bassins versants d'Angleterre et du Pays de Galles, les densités de 0+ de saumon sont positivement corrélées aux débits entre la reproduction et l'émergence, alors que cette relation est négative pour la truite ^[306]. Ces forts débits augmenteraient la disponibilité des habitats favorables pour le saumon, et

réduiraient la survie entre les stades œuf et alevin chez la truite. Chez cette dernière, plusieurs travaux ont également mis en évidence un effet négatif des forts débits « autour de la période d'émergence » et les densités de 0+ observées à l'automne ^[25, 307, 308, 309, 310], ce sur un grand nombre de sites. En France, sur 30 sites, une relation quantitative généralisable (transférable entre sites) a été mise en évidence entre la valeur du Q_{10} (valeur du débit dépassé 10 % du temps) entre janvier et fin mai et la densité de 0+ à l'automne suivant, expliquant environ 17 % de la variabilité des densités (21 % si on ne considère que les sites en régime naturel) ^[25]. Lobón-Cerviá (2009) ^[311] a montré que le recrutement de la truite (densité des juvéniles au mois de mai, à l'âge de 2 mois) sur 4 sites du Rio Chaballos (Asturies, Espagne) montrait une relation parabolique avec le débit total au mois de mars : des débits faibles comme trop élevés réduiraient la quantité d'habitat favorable pour les alevins émergents. En Autriche (rivière Ybbs), Unfer *et al.* (2011) ^[312] ont montré un effet positif du débit moyen journalier maximum durant la reproduction (décembre) sur les densités de 0+ de truite au mois de septembre suivant, et un effet négatif durant la période d'incubation des œufs (Février-Avril) : ensemble, ces deux paramètres expliquent 78 % de la variance des densités de 0+.

Au stade œufs et larve, il est probable que l'effet négatif des forts débits s'explique par de la mortalité directe due à la mobilisation du substrat ^[312]. Au stade alevin post-émergent, les fortes vitesses de courant peuvent entraîner les 0+ vers l'aval, et les empêcher de rejoindre des habitats favorables ^[313]. Durant l'automne et jusqu'à la reproduction, les forts débits ont plutôt un rôle positif dans la mesure où ils permettent le décolmatage voire le remodelage du substrat, augmentant ainsi la porosité et la circulation d'eau interstitielle (donc les apports d'oxygène et une meilleure évacuation des déchets métaboliques), concourant à de meilleures conditions de vie pour les œufs ^[314]. Néanmoins, des débits trop élevés durant l'activité de reproduction peuvent stopper cette activité.

Table 3 : Synthèse des principaux processus biologiques influencés par les hautes eaux ou crues, et valeurs de débit associées.

Processus	Événement	Valeur - seuil	Réf.
Déclenchement de migration de reproduction (ex. truite)	Intensité des pulses, petites crues	$Q_j > Q_{10} - Q_{1an}$	García-Vega et al. 2018 ^[292]
Augmentation du succès reproducteur (densité 0+) chez <i>Salmo salar</i>	Intensité des hauts débits avant émergence	Q_{10}	Gillson et al. 2020 ^[306]
Augmentation du succès reproducteur (densité 0+) chez <i>Salmo trutta</i>	Forts débits journaliers pendant reproduction (décembre)	-	Unfer et al. (2011) ^[312]
Diminution du succès reproducteur (densité 0+) chez <i>Salmo trutta</i>	Intensité des hauts débits avant émergence	Q_{10}	Cattanéo et al. 2002 ^[25] ; Bergerot & Cattanéo 2017 ^[308] ; Gillson et al. 2020 ^[306]
	Débit total durant le mois de mars	$Q_{Tot-mars}$	Lobon-Cervia & Rincon 2004 ^[307] , Lobon-Cervia 2009 ^[311]
Facilitation des migrations par augmentation des connectivités longitudinale et latérale	Fréquence, durée des hauts débits	$Q_j > Q_{10} - Q_{1an}$	
Création d'habitat de reproduction / nurserie par mise en connexion d'annexes (ex. brochet, amphibiens)	Dès petites crues, mais durée plutôt que pulse ≈ Crue biennale	$> Q_{1an} - Q_{2ans}$	Boët et al. 1999 ^[300] , Le Pichon et al. 2011 ^[302]
Diminution des densités de nombreux taxons d'invertébrés benthiques	Débits élevés - Crues	$Q_j > 4 Q_{moy.an.}$	Suren & Jowett 2006 ^[111]
		$Q_{pic} > 12 Q_{base}$	Robinson et al. 2018 ^[88]
Perte de richesse et biomasse de la communauté d'invertébrés benthiques	Crue « forte »	$Q_j > 20 Q_{50}$	Quinn & Hickey 1990 ^[315]
		$Q_{pic} > 12 Q_{base}$	Robinson et al. 2018 ^[88]
Richesse et diversité des communautés d'invertébrés maximales	Fréquence et intensité moyennes de crues mobilisant le substrat	$Q_{2ans} < Q < Q_{5ans}$	Townsend et al. 1997 ^[84]

4.4.3. Macrophytes et communautés végétales rivulaires

Comme pour les groupes taxonomiques vus précédemment, les effets des hautes eaux ou des crues sur les plantes aquatiques et rivulaires sont très variables. Ils dépendent, entre autres, de l'habitat du végétal (par ex., dans le lit de la rivière, sur les berges, dans la plaine d'inondation) et du type et de l'intensité de la perturbation. Bornette et Puijalon (2011) ^[316] distinguent deux types de crues ayant des effets différents sur les communautés végétales, en fonction principalement des modifications qu'elles entraînent sur le substrat. Il y a d'une part les crues « flash » (*'Spate floods'*), relativement courtes et intenses, qui génèrent de fortes vitesses de courant et ont un effet érosif sur le substrat, et d'autre part les crues plutôt longues (*'Long-term inundating floods'*) qui à l'inverse vont déposer des matériaux.

Des crues trop intenses ou trop fréquentes **réduisent la diversité des communautés** de plantes aquatiques, soit parce que les végétaux sont arrachés de leur substrat (et/ou cassés, brisés) dans le premier cas, soit parce que le rythme d'érosion du substrat est trop important pour permettre la recolonisation de celui-ci dans le deuxième cas ^[317, 318]. En Nouvelle-Zélande, sur 15 cours d'eau, Riis and Biggs (2003) ^[318] ont montré des relations négatives entre l'abondance et la diversité des macrophytes et la fréquence des crues (définies par un débit $> 7 Q_{50 \text{ annuel}}$) : au-delà de 13 événements par an, les macrophytes ne peuvent plus s'établir dans le cours d'eau. Ils estiment qu'il faut entre 10 et 20 semaines sans crue pour que la recolonisation puisse avoir lieu. Il semble qu'une fréquence 'intermédiaire' de crues permettant l'érosion du substrat (*spate floods*) favorise une diversité maximale de plantes aquatiques, conformément aux prédictions théoriques ^[319, 320]. Ces crues favorisent alors l'établissement d'espèces de taille petite à intermédiaire, ayant des formes flexibles, capables de produire rapidement un nombre élevé de propagules (par ex., turions ou autres organes de dispersion) et allouant beaucoup d'énergie pour l'ancrage dans le substrat ^[321, 322, 323].

Les crues plutôt longues et qui ont tendance à déposer des matériaux dans les zones inondées influencent les macrophytes davantage par des **phénomènes d'anoxie** qu'elles peuvent générer, par la **submersion**, ou par la **turbidité** empêchant la pénétration de la lumière ^[324]. Ces crues entraînent en effet une longue durée de submersion, et favorisent la terrestrialisation des milieux par aggradation de sédiments fins, souvent riches en nutriments, diminuant la porosité, et limitant la connectivité entre eaux de surface et souterraine. Ces conditions abiotiques sont particulièrement contraignantes, et plutôt associées à une faible richesse spécifique ^[325]. Il est possible qu'une richesse excessive en nutriments conduisent à des phénomènes d'eutrophisation, et augmente l'abondance d'espèces productives au détriment de la richesse spécifique ^[326, 327]. En termes de traits de vie, des organes de réserve importants (par ex., rhizomes ou tubercules permettant une régénération des parties végétatives détruites par la submersion), une grande taille, une capacité à s'enraciner dans des sédiments faiblement cohésifs et à produire des racines adventives, ou une élongation des tiges et des feuilles pour atteindre la surface de l'eau devraient être sélectionnés ^[324, 316, 244].

Des effets positifs des crues sur la richesse spécifique des communautés ont cependant été observés, mais il semblerait que ceux-ci proviennent de zones semi-arides ou de régions désertiques, où le manque d'eau est un facteur écologique contraignant ^[244].

4.5. Des interactions fortes avec les écosystèmes estuariens et les zones côtières

Une croyance populaire veut encore que l'eau qui va à la mer est « perdue » (sous-entendu, pour les usages industriels, type hydroélectricité, agricoles ou domestiques) ^[328, 329]. Pourtant, la quantité d'eau douce déversée par les cours d'eau, sa qualité physico-chimique, et sa saisonnalité sont des facteurs de première importance pour le fonctionnement écologique des écosystèmes estuariens et des zones côtières (**Figure 3**) ^[330, 331]. Ces zones de transition entre écosystèmes océanique et dulcicole, souvent utilisées comme nourriceries par de nombreuses espèces ^[332], sont également des zones productives pour la pêche (estuaires, zones côtières) ou pour l'agriculture (plaine inondable, après retrait de la crue ; zones de pâture). Ce sont les apports d'eau douce qui contrôlent notamment la salinité de ces milieux ainsi que leur turbidité, celle-ci étant pour partie associée aux flux de nutriments ^[333].

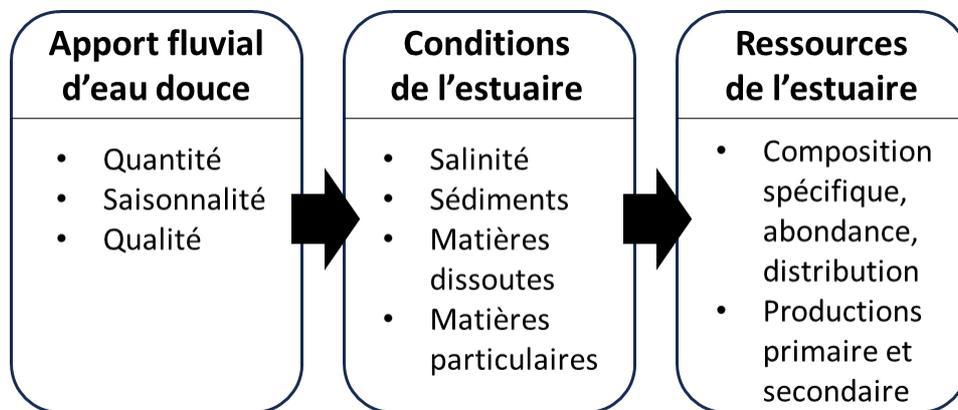


Figure 3 : Diagramme schématique des effets des apports fluviaux d'eau douce sur les estuaires (d'après Alber, 2002 ^[331])

Ces apports d'eau douce, majoritairement contrôlés par le climat, sont également influencés par les activités humaines telles que l'irrigation, les transferts d'eau interbassins, et la construction de barrages. Ces activités sont jugées responsables d'une grande partie de la forte réduction des débits totaux aux embouchures de nombreux fleuves aux latitudes moyennes ^[334]. Compte-tenu de la grande diversité des structures physiques et des fonctionnements écologiques des milieux estuariens et lagunaires ^[335, 336], dépendant notamment des influences respectives des actions marine et fluviale, nous nous limiterons ici à décrire les principaux effets que les débits des fleuves peuvent avoir sur ces écosystèmes d'une manière très générale (sans entrer dans des fonctionnements qui peuvent être spécifiques à chaque type de milieu estuarien ou lagunaire).

4.5.1. Effet du débit sur la connectivité avec le milieu marin

Pour les lagunes et estuaires présentant une ouverture temporaire sur le milieu marin, le débit du cours d'eau contrôle le moment où le système va être connecté au milieu marin, ainsi que la durée et l'intensité de cette connexion. Cette connexion est importante car elle permet notamment l'accès d'espèces marines à la lagune ou à l'estuaire, pour y réaliser des fonctions particulières à différents stades ontogéniques (par ex., zones de reproduction pour les adultes, nourricerie pour les juvéniles...).

D'une manière générale, la richesse spécifique d'une lagune temporaire est moins élevée que celle d'une lagune permanente, et varie positivement avec la durée et l'intensité de connexion avec le milieu marin / océanique ^[337, 338, 339]. Une diminution de la magnitude des hautes eaux peut dès lors avoir un **effet négatif sur la durée et l'intensité de la connexion avec le milieu marin, et limiter l'accès des habitats lagunaires** à certaines espèces.

4.5.2. Effets du débit sur la salinité de l'eau

Les apports d'eau douce des fleuves ont une action de dilution sur l'eau de mer, et entraînent notamment une diminution de la salinité, observable à différentes échelles : la zone d'influence des panaches d'eau douce des grands fleuves peut s'observer sur plusieurs dizaines voire centaines de kilomètres, alors que celle de petits fleuves sera beaucoup plus locale, par exemple de l'ordre du kilomètre. Les variations spatiales et temporelles de la salinité à l'échelle d'une région marine et de sa bande côtière répondent à des facteurs climatiques (précipitations, températures) et sont influencées par la quantité et la variabilité saisonnière des apports d'eau douce (donc par la taille et le régime hydrologique des fleuves), elles-mêmes dépendantes du climat mais également d'activités anthropiques.

Les caractéristiques physico-chimiques des deltas, lagunes et estuaires, en particulier concernant la salinité, dépendent de l'équilibre entre les influences marines et fluviales, et de leurs variations au cours du cycle annuel : en période d'étiage, l'influence marine (via les marées) et donc la salinité seront plus élevées et gagneront vers l'amont du fleuve, alors qu'en période de hautes eaux, la salinité sera plus faible et se limitera davantage à la partie aval du fleuve. Pour ces écosystèmes, il est très vraisemblable qu'une modification anthropique des apports d'eau douce aura un impact sur la répartition des salinités : d'une manière générale, **une diminution des apports d'eau douce favorisera une salinisation des milieux côtiers** ^[340, 341]. Néanmoins, s'il est généralement possible de mesurer les altérations du régime hydrologique imputables aux activités anthropiques, il est beaucoup plus difficile d'estimer l'influence de ces altérations sur le régime de salinité, notamment du fait de la complexité des phénomènes hydrodynamiques de transport / diffusion / mélange et de leurs variations dans le temps et l'espace ^[342].

On peut cependant faire référence aux travaux réalisés sur l'Ebre, qui montrent que la réduction du débit moyen annuel du fleuve s'est accompagnée d'une forte **expansion de la zone d'influence marine et de la salinité vers l'amont** ^[343]. Guillén and Pallanques (1997) ^[344] ont montré qu'au-delà d'un débit de $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, la partie aval de l'Ebre fonctionnait comme un fleuve, alors qu'en dessous de ce débit, un fonctionnement d'estuaire stratifié avec halocline marquée devenait prédominant, impliquant des conditions hydrodynamiques et sédimentaires complètement différentes. Des modélisations de l'évolution du coin salé sous différents scénarios de réduction de débits ont montré une expansion spatiale de celui-ci et une tendance à la **permanence dans le temps** ^[345]. Dans l'estuaire de la Loire, une modélisation hydro-sédimentaire des effets du changement climatique (incluant une hausse du niveau de l'océan et une diminution des débits du fleuve) prévoit une progression de la salinité vers l'amont, des **submersions plus importantes de la plaine alluviale**, et le **développement du bouchon vaseux** ^[346].

En termes de conséquences écologiques, la salinité est un paramètre important qui contrôle la biologie et la distribution des espèces, notamment les sténohalines. En effet, chaque espèce ou stade ontogénique possède une gamme de tolérance bien définie pour la salinité. La pénétration accrue des eaux salées dans l'estuaire entraîne des modifications de la **structure des assemblages piscicoles et de macrofaune benthique** ^[347, 348, 349], favorise l'expansion d'une **végétation halophile** (par ex., les roselières

saumâtre, et douce à saumâtre, remplacent progressivement la roselière douce ; la végétation des prés salés se développe) ^[346] ainsi que la remontée dans l'estuaire des herbiers marins (à *Zostera* par ex.) ^[350, 351, 352, 353]. Pour les poissons, crustacés et mollusques, une augmentation de salinité favorise l'expansion géographique ainsi que les abondances dans l'estuaire des espèces marines, au détriment des espèces typiquement estuariennes qui voient leurs distributions spatiales et abondances se contracter ^[362]. La réduction des apports d'eau douce, notamment en hiver, peut également entraîner des conséquences socio-économiques importantes, et modifier les usages et rendements agricoles des sols des milieux côtiers : dans le delta de l'Ebre, il a été montré que la baisse de la production de riz était très significativement corrélée à l'augmentation de la salinité des sols consécutive à la réduction des débits du fleuve en hiver ^[354].

4.5.3. Effets du débit sur le transit sédimentaire, la turbidité et les nutriments

Les retenues / réservoirs et les prélèvements d'eau dans les écosystèmes aquatiques continentaux entraînent une diminution des apports d'eau douce et de sédiments aux estuaires, zones côtières, et plaines d'inondation. A l'échelle mondiale, entre 1/5 ^[355] et 1/3 ^[356] des fleuves, selon les critères de sélection choisis, ont vu leur débit à la mer ainsi que leur charge sédimentaire diminuer. Ainsi, bien que la quantité de sédiments transportée par les cours d'eau ait augmenté d'environ 20% à l'échelle mondiale du fait des activités humaines, on estime que 30 % de ce flux n'atteint pas l'océan du fait des retenues et des prélèvements d'eau, ce qui aboutit à une réduction nette des sédiments aux zones estuariennes d'environ 10 % ^[357]. Dans le cas de l'Ebre (Espagne) dans sa partie aval, le débit moyen annuel est passé de 592 à 426 m³.s⁻¹ entre le début et la fin du 20^{ème} siècle du fait de l'augmentation des prélèvements d'eau pour l'irrigation et de l'évaporation dans les retenues / réservoirs. Parallèlement, la charge en sédiments fins en suspension a été réduite de 99 %, passant de 1.0 × 10⁷ Mt.an⁻¹ à 0.1-0.2 × 10⁶ Mt.an⁻¹, du fait de l'écrêtage des forts débits généralement associés à des épisodes de transport sédimentaire important ^[358]. La vitesse de sédimentation au niveau du delta est passée de 8 Mt.an⁻¹ à l'aune des années 1960, à 0.3 Mt.an⁻¹ aujourd'hui, entraînant l'érosion du trait de côte et l'abaissement de la plaine deltaïque de 2 à 5 mm.an⁻¹ ^[343].

La réduction de la charge sédimentaire consécutive à la présence d'obstacles (barrages) et à l'altération de la magnitude, durée et fréquence des épisodes de forts débits peut en premier lieu avoir des conséquences sur la **géomorphologie de la zone côtière**. Un fort déficit sédimentaire peut être à l'origine de l'érosion du trait de côte, de l'ouverture sur le milieu marin de milieux initialement fermés (lagunes ou lacs salés fermés), de l'abaissement du niveau de la plaine deltaïque, ou d'une pénétration accrue des eaux salées dans les terres ^[359, 344, 360, 361].

A cette réduction de la charge sédimentaire en suspension est généralement associée une **diminution de la concentration en nutriments** (composés particuliers minéraux et organiques) ^[362], base essentielle de la **productivité** primaire. Les effets de la diminution de la teneur en nutriments peuvent se répercuter sur l'ensemble de la chaîne trophique, en entraînant une **réduction des abondances des producteurs primaires et secondaires**, mais aussi des consommateurs. Un exemple « extrême » illustrant cela fait suite à la fermeture du barrage d'Assouan sur le Nil en 1965 et à la très forte réduction des débits d'eau douce et des flux de nutriments arrivant en Méditerranée : en 1966, la production zooplanctonique du delta avait chuté de 95 % par rapport à 1964, et les captures de sardine (g. *Sardinella*) par la pêche ont baissé de 80 %, passant de 15 000 t en 1964 à 554 t en 1966 ^[359].

Les méthodes d'analyses isotopiques permettent de déterminer l'origine des nutriments (continentale via les apports d'eau douce, ou océanique) et leur contribution relative à la productivité

des zones côtières, et de mieux comprendre comment ceux-ci intègrent les réseaux trophiques. Il semblerait que le carbone d'origine terrestre (issu par exemple des formations végétales riveraines au cours d'eau, des mangroves...) contribue peu aux réseaux trophiques estuariens ou côtiers ^[363, 364], à la différence de l'azote et du phosphore exportés par le fleuve qui sont bien assimilés et contribuent très significativement à la **production primaire des zones côtières et des estuaires** ^[364]. Par effet de cascade, la production secondaire peut être stimulée à son tour. Dans une analyse des habitats de nourricerie de 4 estuaires (Vilaine, Charente, Rhône, et Tage), il a été montré chez les juvéniles de sole (*Solea solea*) que la matière organique d'origine fluviale était incorporée dans le réseau trophique benthique des zones côtières et estuariennes puis **transférée chez le poisson** ^[365], et ce d'autant plus que la contribution des apports d'eau douce (en termes de débit) était élevée ^[366, 367]. Pour cette espèce, la matière organique d'origine fluviale contrôle la capacité des nourriceries, ainsi que le succès de recrutement. Sur le delta du Rhône, il a également été montré comment la matière organique particulière apportée par les crues était incorporée dans le réseau trophique benthique marin côtier, via des polychètes notamment, et comment les nutriments étaient transférés à différentes espèces de poissons plats selon leur stade ontogénique et régime alimentaire ^[368, 369]. D'une manière générale, de nombreuses études ont montré une augmentation significative de la productivité secondaire en zone côtière (évaluée par exemple par la pêche) et les débits fluviaux ^[333, 370]. À travers une analyse des principales zones de pêche de la FAO (*Food and Agriculture Organization*), Broadley et al. (2022) ^[371] ont montré que 72 % des espèces, représentant 77 % des tonnages capturés, dépendaient positivement du débit des cours d'eau.

La **turbidité** de l'eau est également un paramètre qui peut être réduit lorsque les apports d'eau douce et de sédiments en suspension sont moindres. La turbidité influence la production primaire, par son effet sur la **pénétration des rayonnements lumineux** : en cas de turbidité excessive, la productivité phytoplanctonique peut être réduite. Une diminution de la turbidité serait plutôt favorable, *a priori*, à la production primaire, si d'autres facteurs ne sont pas limitants. La turbidité joue également un **rôle « protecteur » pour les juvéniles de poissons**, notamment parce qu'elle diminue l'efficacité de capture des prédateurs sur leurs proies. C'est ce qui pourrait expliquer le rôle de nourricerie de nombreuses zones côtières, où en plus de ressources trophiques accrues, les juvéniles de poissons y trouveraient des refuges face à la pression de prédation des poissons adultes. Par conséquent, une diminution de turbidité consécutive à une réduction des apports d'eau fluviaux et de sédiments fins pourrait modifier la **structure démographique** des peuplements de poissons côtiers, en favorisant les adultes au détriment des juvéniles ^[362]. La turbidité peut présenter des valeurs particulièrement élevées dans les estuaires marnants (soumis à l'action significative des marées), au niveau du **bouchon vaseux**. Ce dernier résulte d'un processus de blocage des sédiments en suspension apportés par le fleuve, dû à la rencontre des eaux douces et des eaux marines salées en un point nodal de densité. La concentration en matières en suspension y est de 100 à 500 fois plus élevée que dans le cours d'eau ou le milieu marin ^[372]. Le bouchon vaseux se déplace longitudinalement dans l'estuaire en fonction des marées et du débit du fleuve, la **réduction de ce dernier favorisant l'extension et la progression vers l'amont du bouchon**. Le développement du bouchon vaseux ainsi que ses dynamiques spatiale et temporelle peuvent entraîner des conséquences **sanitaires, écologiques, voire socio-économiques importantes**. Ainsi, le bouchon vaseux constitue une zone où s'accumulent les **polluants** adsorbés sur les sédiments, issus du bassin versant, mais aussi de nombreuses **bactéries d'origine animale ou humaine**. La très forte charge en matière organique du bouchon génère couramment des **déficits en oxygène** voire des **phénomènes d'anoxie** lors de sa dégradation, notamment en période estivale, pouvant conduire à des mortalités de poissons (par ex., dans l'estuaire de la Loire ^[373]). La turbidité importante diminue la pénétration de la lumière, et limite la **production primaire**. La forte turbidité et le déficit en oxygène peuvent constituer une **barrière aux migrations des espèces de poisson amphihalines** (saumon, truite de mer, alose...) ^[374], à la montaison comme à la dévalaison, et soit décaler, soit interrompre le processus migratoire. Notons

enfin que la remontée des eaux salées et des accumulations turbides dans l'estuaire de la Loire, ayant occasionné des dépôts de sédiments dans le secteur nantais, ont conduit la ville de Nantes à déplacer d'une quinzaine de kilomètres vers l'amont sa prise d'eau potable.

4.5.4. Autres effets du débit

Au niveau des nappes côtières, l'abaissement du niveau de l'eau douce résultant d'une recharge insuffisante (par ex., pluviométrie déficitaire), d'une période de sécheresse, ou de prélèvements trop importants favorise l'inversion du gradient hydraulique et la pénétration d'eau salée dans la nappe ^[375, 376], modifiant l'interface eau douce - eau salée.

5. Proposition d'indicateurs hydrologiques

Cette synthèse a mis en évidence que la période des hautes eaux est associée à un ensemble de processus physiques, chimiques et biologiques indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème, y compris pour les milieux estuariens et côtiers. Ces processus sont initiés par différents événements hydrologiques (par ex., pulses de débit, crues « éclair » ou crues « progressives et longues ») et pour différents niveaux de débit, ou fréquence d'occurrence. Les indicateurs proposés devraient donc idéalement permettre de **caractériser différentes composantes d'un événement hydrologique** (telles que son intensité, sa durée, ou sa variabilité par exemple).

Les prélèvements dits « de substitution » sont effectués pendant la période de hautes eaux, soit directement dans les eaux superficielles (rivières, lac, retenue / réservoir), soit dans la nappe phréatique. Si le lien entre l'altération du régime et l'indicateur hydrologique est relativement « direct » dans le cas de prélèvements superficiels, celui-ci est beaucoup plus difficile à appréhender pour les prélèvements en nappe : une modélisation spécifique des relations « nappe – cours d'eau », pour le tronçon concerné, est alors nécessaire. Pour les prélèvements effectués directement dans les eaux superficielles, qui nous concernent en priorité ici, il est raisonnable de considérer qu'au-delà d'un certain débit, ces prélèvements ne puissent plus être opérés. Cette limite de débit est **empiriquement estimée au débit de crue biennale ($Q_{2 \text{ ans}}$)**, au-delà duquel on peut penser qu'il devient techniquement difficile (pour des questions de dimensionnement des ouvrages de prélèvement, d'hydraulique au niveau de la prise d'eau...) de prélever, ou que ce prélèvement est inopportun pour diverses raisons (nombreux débris, concentration élevée en matières en suspension...). En termes d'indicateurs hydrologiques, nous nous limiterons également à ce débit de crue biennale, sachant que la grande majorité des ouvrages de retenue / prélèvement n'altère pas les débits moins fréquents.

La gamme de débits jusqu'à $Q_{2 \text{ ans}}$, qu'on peut qualifier de « fréquents », englobe un ensemble d'effets sur l'habitat physique (par ex., « entretien » du substrat, début de mise en eau d'annexes fréquemment connectées...), et sur les communautés biologiques (par ex. déclenchement de migrations, modulation du succès de reproduction de certaines espèces, dispersion des propagules ... cf. **Table 1, Table 3**). En première approche, et sur la base d'indicateurs relativement « simples » à calculer (**Table 4**), il peut être proposé de conserver **deux valeurs-seuil de débit**, correspondant au :

- Q_{10} , soit le débit journalier dépassé 10 % du temps durant la période de hautes eaux ;
- $Q_{1 \text{ an}}$ (ou **1.5 an**), correspondant au débit journalier de période de retour statistique 1 an (ou 1,5 an).

Pour chacune de ces valeurs, afin de caractériser les événements sup-seuil, les **nombre de dépassement** de ces seuils, ainsi que les **durées de dépassement** (en jours, ou durée maximale dans le cas du Q_{10} si plusieurs événements) pour chaque période annuelle de hautes eaux sont proposés. De plus, pour le seuil Q_{10} , le **nombre de jours au-dessus de ce seuil** est également proposé comme indicateur.

Pour le seuil basé sur le Q_{10} , nous avons tenté d'affiner la proposition d'indicateurs sur la base des effets mis en évidence sur les salmonidés et le brochet. Pour simplifier par « grand type de communauté », nous avons considéré le cas de communautés à dominante salmonicole, ou à dominante cyprinicole (incluant le brochet), et segmenté le calcul des indicateurs par **périodes associées à des processus biologiques particuliers** (Novembre-Décembre pour la reproduction de la truite ; Janvier - Mars pour le stade « œuf » de la truite, et éventuellement éclosion sous graviers ; Février – Avril pour la période de reproduction du brochet, où il est dépendant des zones annexes).

Table 4 : Détail des indicateurs hydrologiques proposés, et périodes de calcul.

	Cas général	Communauté salmonicole		Communauté cyprinicole
Période	Octobre - Avril	Novembre - Décembre	Janvier - Mars	Février - Avril
Indicateur				
Q ₁₀	X			
Nb jours > Q ₁₀	X	X	X	X
Nb événements > Q ₁₀	X	X	X	X
Durée max. événement > Q ₁₀	X		X	X
Q _{1an} ou Q _{1,5an}				
Nb événements > Q _{1an} ou Q _{1,5an}	X			
Durée > Q _{1an} ou Q _{1,5an}	X			

Ainsi, ces indicateurs peuvent constituer la première étape d'une évaluation des **effets potentiels** d'un ou plusieurs scénarios de prélèvement sur l'écosystème : plus la différence avec la valeur de l'indicateur en régime sans prélèvement sera grande, plus l'effet écologique potentiel d'un scénario donné est important.

6. Conclusions

Le fonctionnement écologique du cours d'eau est intimement lié aux caractéristiques de son régime hydrologique. La très grande majorité des processus géomorphologiques, biogéochimiques, et biologiques en dépendent.

Le rôle du régime hydrologique en période de hautes eaux est globalement bien connu sur le plan « mécanistique » : les fonctions qu'il assure et les processus qu'il contrôle sont bien identifiés [1, 18]. En revanche, les relations quantitatives entre composantes du régime et réponses écologiques sont mal appréhendées, et un énorme travail reste à faire afin de combler cette lacune.

En particulier, une des principales difficultés réside dans la généralisation de relations débit-écologie observées à l'échelle du site. Les rôles du type de cours d'eau et du contexte local peuvent être très importants, limitant les extrapolations d'un site à l'autre, et nécessitant une expertise appropriée. De plus, d'autres facteurs liés par exemple au plan d'échantillonnage, à la méthode utilisée, à la durée des suivis, aux événements hydrologiques antécédents... rendent les comparaisons entre études difficiles, ce qui limite la mise en évidence de règles générales et constitue un frein à la mise en œuvre opérationnelle de débits écologiques à large échelle.

Malgré ces difficultés, il ressort néanmoins une idée forte de l'analyse de la littérature : celle **qu'une diversité de conditions de débit en période de hautes eaux est nécessaire au bon fonctionnement écologique des cours d'eau**. En particulier, il semble fondamental de veiller à maintenir :

- Des **débits élevés**, sans pour autant être des crues, pouvant être évalués à l'aide du Q₁₀ (débit journalier dépassé 10% du temps). Par exemple, des pulses relativement courts peuvent servir à décolmater le substrat ou initier des migrations de poissons, et des débits élevés sur plusieurs jours consécutifs peuvent assurer une bonne qualité des habitats de reproduction ;

- Des **débits morphogènes relativement fréquents**, telle la crue biennale ($Q_{2 \text{ ans}}$), assurant la mobilisation du substrat et la dynamique des formes du lit. Ces débits peuvent également commencer à mettre en eau des annexes pouvant présenter des fonctions spécifiques pour certaines espèces (habitats de reproduction pour le brochet, par ex.) ;
- Des **débits peu fréquents** ($Q_{2 \text{ ans}} < Q < Q_{10 \text{ ans}}$), permettant un accroissement sensible de la connectivité latérale et de la diversité des habitats. Dans ce cas, la fréquence et la durée de mise en connexion des habitats seront des composantes importantes.

Dans le cas de prélèvements de substitution en eaux superficielles, les débits peu fréquents ($> Q_{2 \text{ ans}}$) ne seront *a priori* pas concernés (cf. § 5 ci-dessus). En revanche, **une altération des débits $< Q_{2 \text{ ans}}$ affectera probablement la réalisation d'un certain nombre de fonctions géomorphologiques et biologiques importantes** (entretien du substrat, qualité et quantité des habitats, déclenchement de comportements migratoires, érosion de la végétation pionnière... cf. **Table 1 et Table 3**), sans qu'il soit possible d'en déterminer *a priori* la sévérité. Des études au cas par cas seront nécessaires pour estimer plus finement les effets globaux du prélèvement.

Les indicateurs hydrologiques proposés visent à estimer le **degré d'altération** induit par un prélèvement sur une caractéristique hydrologique identifiée comme importante pour l'écologie du cours d'eau. Sur le plan opérationnel, ils peuvent être utilisés pour une **première appréciation des impacts potentiels d'un prélèvement**, avec l'idée que plus la distorsion sera importante par rapport aux valeurs du régime « sans prélèvement », plus l'impact écologique potentiel sera important. Là encore, une étude spécifique sera nécessaire pour précisément mesurer les réponses et évaluer les effets globaux du prélèvement.

Les écosystèmes aquatiques abritent une riche biodiversité et rendent de nombreux services. Soumis à des **stress multiples** (thermie, eutrophisation, pollutions, fragmentation, endiguement, chenalisation...) et devant subvenir aux **usages croissants des populations humaines**, ils sont très fragiles. Les altérations du régime hydrologique s'ajoutent à d'autres stress et dégradent l'état de santé de l'écosystème, affaiblissant ses capacités de résilience. Une conclusion unanime de la littérature est que l'altération du régime hydrologique augmente le risque d'altérer le fonctionnement de l'écosystème, et en conséquence la résilience des communautés qu'il abrite. Cette conclusion est illustrée dans la **Figure 4** ci-dessous, où la diminution de la magnitude du débit conduit dans l'immense majorité des cas à des réponses négatives de l'abondance des communautés de poissons, d'invertébrés, ou de végétation riparienne.

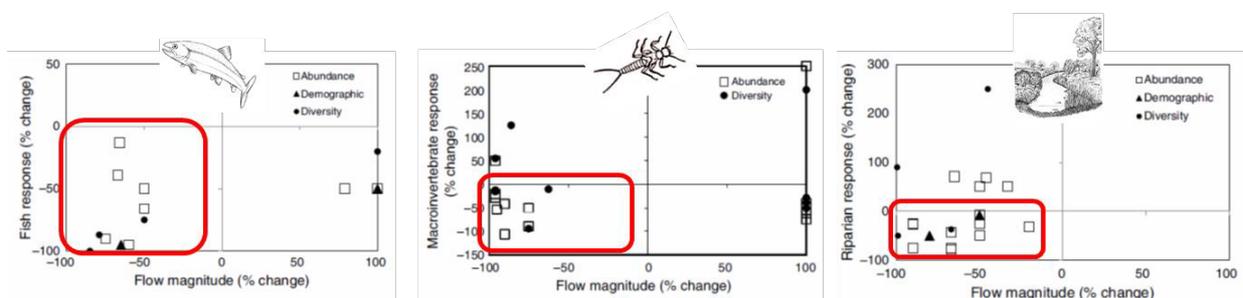


Figure 4 : Relation entre le pourcentage de changement de la magnitude du débit (considérée globalement, incluant pics de crues, débits totaux ou moyens, débits de base, ou débits horaires) et des communautés biologiques (poissons, invertébrés, végétation riparienne). D'après Poff & Zimmerman 2010 ^[19].

7. Références

-
- ¹ Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., ... & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769-784.
- ² Montgomery, D. R. (1999). Process domains and the river continuum 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35(2), 397-410.
- ³ Baldwin, D. S., & Mitchell, A. M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river–floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 16(5), 457-467.
- ⁴ Nilsson, C., & Renöfält, B. M. (2008). Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. *Ecology and Society*, 13(2).
- ⁵ Tockner, K., Malard, F., & Ward, J. V. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological processes*, 14(16-17), 2861-2883.
- ⁶ Amoros, C., & Bornette, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater biology*, 47(4), 761-776.
- ⁷ Southwood, T. R. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of animal ecology*, 46(2), 337-365.
- ⁸ Southwood, T. R. E. (1988). Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 3-18.
- ⁹ Poff, N. L., & Ward, J. V. (1990). Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental management*, 14, 629-645.
- ¹⁰ Lytle, D. A., & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in ecology & evolution*, 19(2), 94-100.
- ¹¹ Mims, M. C., & Olden, J. D. (2012). Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology*, 93(1), 35-45.
- ¹² 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.
- ¹³ Cattaneo, F. (2005). Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in French streams? Regional scale analysis. *Archiv fur Hydrobiologie*, 164(3), 367-386.
- ¹⁴ Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.
- ¹⁵ Lamouroux, N., Poff, N. L., & Angermeier, P. L. (2002). Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*, 83(7), 1792-1807.
- ¹⁶ Naiman, R. J., Latterell, J. J., Pettit, N. E., & Olden, J. D. (2008). Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Comptes Rendus Geoscience*, 340(9-10), 629-643.
- ¹⁷ Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the north american Benthological society*, 16(2), 391-409.

-
- ¹⁸ Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30, 492-507.
- ¹⁹ 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.
- ²⁰ Kennard, M. J., Pusey, B. J., Olden, J. D., Mackay, S. J., Stein, J. L., & Marsh, N. (2010). Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater biology*, 55(1), 171-193.
- ²¹ Sofi, M. S., Bhat, S. U., Rashid, I., & Kuniyal, J. C. (2020). The natural flow regime: A master variable for maintaining river ecosystem health. *Ecohydrology*, 13(8), e2247.
- ²² Pennock, C. A., Budy, P., Macfarlane, W. W., Breen, M. J., Jimenez, J., & Schmidt, J. C. (2022). Native fish need a natural flow regime. *Fisheries*, 47(3), 118-123.
- ²³ Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation biology*, 10(4), 1163-1174.
- ²⁴ Clausen, B., & Biggs, B. J. F. (2000). Flow variables for ecological studies in temperate streams: groupings based on covariance. *Journal of hydrology*, 237(3-4), 184-197.
- ²⁵ Cattaneo, F., Lamouroux, N., Breil, P., & Capra, H. (2002). The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 59(1), 12-22.
- ²⁶ Olden, Julian D., and N. L. Poff. "Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes." *River research and applications* 19.2 (2003): 101-121.
- ²⁷ Baran, P. (2008). Le débit élément clé de la vie des cours d'eau: bilan des altérations et des possibilités de restauration. *La houille blanche*, 94(6), 26-33.
- ²⁸ Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River research and applications*, 19(5-6), 397-441.
- ²⁹ Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., ... & Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater biology*, 55(1), 147-170.
- ³⁰ Arthington, A. H. (2012). *Environmental flows: saving rivers in the third millennium* (Vol. 4). Univ of California Press, Ltd., London, England : 406 p.
- ³¹ Brisbane Declaration (2007). The Brisbane Declaration: environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. In *10th International River Symposium, Brisbane, Australia* (pp. 3-6). Available at: <https://www.conservaiongateway.org/Documents/Brisbane-Declaration-English.pdf>
- ³² Hayes, D. S., Brändle, J. M., Seliger, C., Zeiringer, B., Ferreira, T., & Schmutz, S. (2018). Advancing towards functional environmental flows for temperate floodplain rivers. *Science of the Total Environment*, 633, 1089-1104.
- ³³ Gillespie, B. R., Desmet, S., Kay, P., Tillotson, M. R., & Brown, L. E. (2015). A critical analysis of regulated river ecosystem responses to managed environmental flows from reservoirs. *Freshwater Biology*, 60(2), 410-425.
- ³⁴ Rytwinski, T., Harper, M., Taylor, J. J., Bennett, J. R., Donaldson, L. A., Smokorowski, K. E., ... & Cooke, S. J. (2020). What are the effects of flow-regime changes on fish productivity in temperate regions? A systematic map. *Environmental Evidence*, 9, 1-26.

-
- ³⁵ Rytwinski, T., Lin, H. Y., Harper, M., Smokorowski, K. E., Smith, A., Reid, J. L., ... & Cooke, S. J. (2023). How do natural changes in flow magnitude affect fish abundance and biomass in temperate regions? A systematic review. *Ecological Solutions and Evidence*, 4(1), e12216.
- ³⁶ Freeman, M. C., Bestgen, K. R., Carlisle, D., Frimpong, E. A., Franssen, N. R., Gido, K. B., ... & Wenger, S. J. (2022). Toward improved understanding of streamflow effects on freshwater fishes. *Fisheries*, 47(7), 290-298.
- ³⁷ Chen, W., & Olden, J. D. (2018). Evaluating transferability of flow–ecology relationships across space, time and taxonomy. *Freshwater Biology*, 63(8), 817-830.
- ³⁸ Bruckerhoff, L. A., Leasure, D. R., & Magoulick, D. D. (2019). Flow–ecology relationships are spatially structured and differ among flow regimes. *Journal of applied ecology*, 56(2), 398-412.
- ³⁹ Kendy, E., Apse, C., Blann, K., Smith, M. P., & Richardson, A. (2012). A practical guide to environmental flows for policy and planning. *Nat Conserv.*
- ⁴⁰ McManamey, R. A., Orth, D. J., Kauffman, J., & Davis, M. M. (2013). A database and meta-analysis of ecological responses to stream flow in the South Atlantic region. *Southeastern Naturalist*, 12(5), 1-36.
- ⁴¹ Sauquet, E., Gottschalk, L., & Krasovskaia, I. (2008). Estimating mean monthly runoff at ungauged locations: an application to France. *Hydrology Research*, 39(5-6), 403-423.
- ⁴² Malavoi, J. R., Bravard, J. C. (2010). *Éléments d'hydromorphologie fluviale*. Collection « Comprendre pour agir », ONEMA : 224 p.
- ⁴³ Biggs, B. J., Ibbitt, R. P., & Jowett, I. G. (2008). Determination of flow regimes for protection of in-river values in New Zealand: an overview. *Ecohydrology & hydrobiology*, 8(1), 17-29.
- ⁴⁴ Malavoi, J. R., & Souchon, Y. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (365-366), 357-372.
- ⁴⁵ Loire, R., Piégay, H., Malavoi, J. R., Kondolf, G. M., & Bêche, L. A. (2021). From flushing flows to (eco) morphogenic releases: evolving terminology, practice, and integration into river management. *Earth-Science Reviews*, 213, 103475.
- ⁴⁶ Wolman, M. G., & Miller, J. P. (1960). Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes. *The Journal of Geology*, 68(1), 54-74.
- ⁴⁷ Wolman, M. G., & Leopold, L. B. (1957). *River flood plains: some observations on their formation* (Vol. 282, pp. 87-109). Washington, DC: US Government Printing Office.
- ⁴⁸ Leopold, L. B., & Wolman, M. G. Miller] P. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco, California, Freeman, 522 p.
- ⁴⁹ Williams, G. P. (1978). Bank-full discharge of rivers. *Water resources research*, 14(6), 1141-1154.
- ⁵⁰ Wilkerson, G. V. (2008). Improved Bankfull Discharge Prediction Using 2-Year Recurrence-Period Discharge 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 44(1), 243-257.
- ⁵¹ Malavoi, J. R., & Bravard, J. P. (2010). *Éléments d'hydromorphologie fluviale*, coll. *Comprendre pour agir*, ONEMA, 224 p.
- ⁵² Albert, M. B. (1992). Equilibre morphologique et débit de plein bord. 22^{èmes} journées de l'hydraulique, Société Hydrotechnique de France, 15-17 septembre, Paris.

-
- ⁵³ Kondolf, G. M., & Wilcock, P. R. (1996). The flushing flow problem: defining and evaluating objectives. *Water Resources Research*, 32(8), 2589-2599.
- ⁵⁴ Stewardson, M., & Gippel, C. (1997). In-stream environmental flow design: a review. *Draft Report. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Melbourne. Victoria, Australia.*
- ⁵⁵ Patten, D. T., Harpman, D. A., Voita, M. I., & Randle, T. J. (2001). A managed flood on the Colorado River: background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications*, 11(3), 635-643.
- ⁵⁶ Arthington, A. H., & Zalucki, J. M. (1998). *Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: review of methods* (Vol. 27, p. 141). Canberra: Land and Water Resources Research and Development Corporation.
- ⁵⁷ Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G., & Ferreira, M. T. (2015). Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecological engineering*, 81, 428-438.
- ⁵⁸ Hill, M. T., Platts, W. S., & Beschta, R. L. (1991). Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-channel flow requirements. *Rivers*, 2(3), 198-210.
- ⁵⁹ White, H. L., Nichols, S. J., Robinson, W. A., & Norris, R. H. (2012). More for less: a study of environmental flows during drought in two Australian rivers. *Freshwater Biology*, 57(4), 858-873.
- ⁶⁰ Ahearn, D. S., Viers, J. H., Mount, J. F., & Dahlgren, R. A. (2006). Priming the productivity pump: flood pulse driven trends in suspended algal biomass distribution across a restored floodplain. *Freshwater Biology*, 51(8), 1417-1433.
- ⁶¹ King, J., & Louw, D. (1998). Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 1(2), 109-124.
- ⁶² Whipple, A. A., Viers, J. H., & Dahlke, H. E. (2017). Flood regime typology for floodplain ecosystem management as applied to the unregulated Cosumnes River of California, United States. *Ecohydrology*, 10(5), e1817.
- ⁶³ Loire, R., Piégay, H., Malavoi, J. R., Beche, L., Dumoutier, Q., Mosseri, J., & Kerjean, C. (2019). Unclogging improvement based on interdate and interreach comparison of water release monitoring (Durance, France). *River Research and Applications*, 35(8), 1107-1118.
- ⁶⁴ Biggs, B. J., & Close, M. E. (1989). Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater biology*, 22(2), 209-231.
- ⁶⁵ Clausen, B., & Biggs, B. (1997). Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. *Freshwater biology*, 38(2), 327-342.
- ⁶⁶ Biggs, B. J., Ibbitt, R. P., & Jowett, I. G. (2008). Determination of flow regimes for protection of in-river values in New Zealand: an overview. *Ecohydrology & hydrobiology*, 8(1), 17-29.
- ⁶⁷ Flinders, C. A., & Hart, D. D. (2009). Effects of pulsed flows on nuisance periphyton growths in rivers: A mesocosm study. *River Research and Applications*, 25(10), 1320-1330.
- ⁶⁸ Uehlinger, U. (1991). Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland) msacc: 1991-07-07. *Archiv für Hydrobiologie*, 219-237.
- ⁶⁹ Bertoldi, W., Gurnell, A., Surian, N., Tockner, K., Zanoni, L., Ziliani, L., & Zolezzi, G. (2009). Understanding reference processes: linkages between river flows, sediment dynamics and vegetated landforms along the Tagliamento River, Italy. *River Research and Applications*, 25(5), 501-516.

-
- ⁷⁰ Surian, N., Barban, M., Ziliani, L., Monegato, G., Bertoldi, W., & Comiti, F. (2015). Vegetation turnover in a braided river: frequency and effectiveness of floods of different magnitude. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(4), 542-558.
- ⁷¹ Leopold, L. B. (1994). *A View of the River*. Harvard University Press.
- ⁷² Richter, B. D., Warner, A. T., Meyer, J. L., & Lutz, K. (2006). A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River research and applications*, 22(3), 297-318.
- ⁷³ Pruitt, B. A., & McKay, S. K. (2013). Integration of stream flow duration with hydraulic geometry in the southern Piedmont. In *Proc. 2013 Georg. Water Resour. Conf.*
- ⁷⁴ Petts, G. E. (1996). Water allocation to protect river ecosystems. *Regulated rivers: research & management*, 12(4-5), 353-365.
- ⁷⁵ Montgomery, D. R., & Bolton, S. M. (2003). Hydrogeomorphic variability and river restoration. *Strategies for Restoring River Ecosystems: Sources of Variability and Uncertainty in Natural and Managed Systems*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 39-80.
- ⁷⁶ Stanford, J. A., & Ward, J. V. (1988). The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, 335(6185), 64-66.
- ⁷⁷ Rood, S. B., Samuelson, G. M., Braatne, J. H., Gourley, C. R., Hughes, F. M., & Mahoney, J. M. (2005). Managing river flows to restore floodplain forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(4), 193-201.
- ⁷⁸ Trush, W. J., McBain, S. M., & Leopold, L. B. (2000). Attributes of an alluvial river and their relation to water policy and management. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(22), 11858-11863.
- ⁷⁹ Piniewski, M., Prudhomme, C., Acreman, M. C., Tylec, L., Oglęcki, P., & Okruszko, T. (2017). Responses of fish and invertebrates to floods and droughts in Europe. *Ecohydrology*, 10(1), e1793.
- ⁸⁰ Ledger, M. E., & Milner, A. M. (2015). Extreme events in running waters. *Freshwater Biology*, 60(12), 2455-2460.
- ⁸¹ Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302-1310.
- ⁸² Townsend, C. R. (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 36-50.
- ⁸³ Townsend, C. R., & Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*, 31(3), 265-275.
- ⁸⁴ Townsend, C., Doledec, S., & Scarsbrook, M. (1997). Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology*, 37(2), 367-387.
- ⁸⁵ Usseglio-Polatera, P. (1994). Theoretical habitat templets, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31, 417-437.
- ⁸⁶ Persat, H., Olivier, J. M., & Pont, D. (1994). Theoretical habitat templets, species traits, and species richness: fish in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31(3), 439-454.
- ⁸⁷ Robinson, C. T., Uehlinger, U. R. S., & Monaghan, M. T. (2004). Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. *River Research and Applications*, 20(4), 359-377.
- ⁸⁸ Robinson, C. T., Siebers, A. R., & Ortlepp, J. (2018). Long-term ecological responses of the River Spöl to experimental floods. *Freshwater Science*, 37(3), 433-447.

-
- ⁸⁹ Robinson, C. T., Consoli, G., & Ortlepp, J. (2023). Importance of artificial high flows in maintaining the ecological integrity of a regulated river. *Science of The Total Environment*, *882*, 163569.
- ⁹⁰ Conde, A., Calvário, J., Sprung, M., Novais, J. M., & Domínguez, J. (2013). Converse effect of flooding on intertidal macrobenthic assemblages in the Guadiana estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *93*(6), 1431-1440.
- ⁹¹ Gomes, L. C., Bulla, C. K., Agostinho, A. A., Vasconcelos, L. P., & Miranda, L. E. (2012). Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia*, *685*, 97-107.
- ⁹² Bower, L. M., Peoples, B. K., Eddy, M. C., & Scott, M. C. (2022). Quantifying flow–ecology relationships across flow regime class and ecoregions in South Carolina. *Science of the Total Environment*, *802*, 149721.
- ⁹³ Langton, P. H., & Casas, J. (1998). Changes in chironomid assemblage composition in two Mediterranean mountain streams over a period of extreme hydrological conditions. *Hydrobiologia*, *390*, 37-49.
- ⁹⁴ Chanut, P. C., Datry, T., Gabbud, C., & Robinson, C. T. (2019). Direct and indirect effects of flood regime on macroinvertebrate assemblages in a floodplain riverscape. *Ecohydrology*, *12*(5), e2095.
- ⁹⁵ Mesa, L. M. (2010). Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hydrobiologia*, *641*(1), 85-95.
- ⁹⁶ McCabe, D. J., & Gotelli, N. J. (2000). Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, *124*, 270-279.
- ⁹⁷ Calderon, M. R., Baldigo, B. P., Smith, A. J., & Endreny, T. A. (2017). Effects of extreme floods on macroinvertebrate assemblages in tributaries to the Mohawk River, New York, USA. *River research and applications*, *33*(7), 1060-1070.
- ⁹⁸ Uetz, G. W., Van Der Laan, K. L., Summers, G. F., Gibson, P. A., & Getz, L. L. (1979). The effects of flooding on floodplain arthropod distribution, abundance and community structure. *American Midland Naturalist*, 286-299.
- ⁹⁹ Olsen, D. A., & Townsend, C. R. (2005). Flood effects on invertebrates, sediments and particulate organic matter in the hyporheic zone of a gravel-bed stream. *Freshwater Biology*, *50*(5), 839-853.
- ¹⁰⁰ O'Leary, S. J., & Wantzen, K. M. (2012). Flood pulse effects on benthic invertebrate assemblages in the hypolacustric interstitial zone of Lake Constance. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 48, No. 3, pp. 267-277). EDP Sciences.
- ¹⁰¹ Mackie, J. K., Chester, E. T., Matthews, T. G., & Robson, B. J. (2013). Macroinvertebrate response to environmental flows in headwater streams in western Victoria, Australia. *Ecological Engineering*, *53*, 100-105.
- ¹⁰² Dube, T., DeNecker, L., Van Vuren, J. H., Wepener, V., Smit, N. J., & Brendonck, L. (2017). Spatial and temporal variation of invertebrate community structure in flood-controlled tropical floodplain wetlands. *Journal of Freshwater Ecology*, *32*(1), 1-15.
- ¹⁰³ Gallardo, B., Gascon, S., García-Antón, M., & Comín, F. A. (2009). Testing the response of macroinvertebrate functional structure and biodiversity to flooding and confinement.
- ¹⁰⁴ Dong, R., Wang, Y., Lu, C., Lei, G., & Wen, L. (2021). The seasonality of macroinvertebrate β diversity along the gradient of hydrological connectivity in a dynamic river-floodplain system. *Ecological Indicators*, *121*, 107112.
- ¹⁰⁵ Gathman, J. P., & Burton, T. M. (2011). A Great Lakes coastal wetland invertebrate community gradient: relative influence of flooding regime and vegetation zonation. *Wetlands*, *31*, 329-341.

-
- ¹⁰⁶ Gallo, L., De Filippis, A., Mezzotero, A., Voelz, N. J., & Lucadamo, L. (2010). Assessment of the effect of hydrological variations on macrobenthic communities in pools and riffles of a Mediterranean stream. *Environmental monitoring and assessment*, *166*, 125-137.
- ¹⁰⁷ Bae, M. J., Chon, T. S., & Park, Y. S. (2014). Characterizing differential responses of benthic macroinvertebrate communities to floods and droughts in three different stream types using a Self-Organizing Map. *Ecohydrology*, *7*(1), 115-126.
- ¹⁰⁸ Gerisch, M., Dziock, F., Schanowski, A., Ilg, C., & Henle, K. (2012). Community resilience following extreme disturbances: The response of ground beetles to a severe summer flood in a Central European lowland stream. *River Research and Applications*, *28*(1), 81-92.
- ¹⁰⁹ Chattopadhyay, S., Oglęcki, P., Keller, A., Kardel, I., Mirosław-Świątek, D., & Piniewski, M. (2021). Effect of a summer flood on benthic macroinvertebrates in a medium-sized, temperate, lowland river. *Water*, *13*(7), 885.
- ¹¹⁰ Reice, S. R. (1991). Effects of experimental spates on benthic community structure in New Hope Creek, North Carolina, USA. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, *24*(3), 1691-1693.
- ¹¹¹ Suren, A. M., & Jowett, I. G. (2006). Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biology*, *51*(12), 2207-2227.
- ¹¹² Ballinger, A., Nally, R. M., & Lake, P. S. (2005). Immediate and longer-term effects of managed flooding on floodplain invertebrate assemblages in south-eastern Australia: generation and maintenance of a mosaic landscape. *Freshwater Biology*, *50*(7), 1190-1205.
- ¹¹³ Robinson, C. T. (2012). Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. *Ecological Applications*, *22*(7), 1949-1961.
- ¹¹⁴ Gerisch, M. (2014). Non-random patterns of functional redundancy revealed in ground beetle communities facing an extreme flood event. *Functional Ecology*, *28*(6), 1504-1512.
- ¹¹⁵ Le, C. T., Paul, W. L., Gawne, B., & Suter, P. J. (2020). Quantitative flow-ecology relationships using distributed lag nonlinear models: Large floods in the Murray River could have delayed effects on aquatic macroinvertebrates lasting more than three decades. *Water Resources Research*, *56*(8), e2019WR025896.
- ¹¹⁶ Lee, H. G., & Bae, Y. J. (2011). Recovery of aquatic insect communities after a catastrophic flood in a Korean stream. *Animal Cells and Systems* *15*: 169-177.
- ¹¹⁷ Scrimgeour, G. J., Davidson, R. J., & Davidson, J. M. (1988). Recovery of benthic macroinvertebrate and epilithic communities following a large flood, in an unstable, braided, New Zealand river. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, *22*(3), 337-344.
- ¹¹⁸ Mundahl, N. D., & Hunt, A. M. (2011). Recovery of stream invertebrates after catastrophic flooding in southeastern Minnesota, USA. *Journal of Freshwater Ecology*, *26*(4), 445-457.
- ¹¹⁹ Mouzinho, J. R., da Fonseca, C. R., & Barbosa, M. L. (2010). The influence of flood pulses on the reproductive strategy of two species of passalid beetle in the fluvial archipelago of Anavilhanas, Amazon, Brazil. *Journal of Natural History*, *44*(9-10), 589-600.
- ¹²⁰ Stubbington, R., Greenwood, A. M., Wood, P. J., Armitage, P. D., Gunn, J., & Robertson, A. L. (2009). The response of perennial and temporary headwater stream invertebrate communities to hydrological extremes. *Hydrobiologia*, *630*, 299-312.
- ¹²¹ McElravy, E. P., Lamberti, G. A., & Resh, V. H. (1989). Year-to-year variation in the aquatic macroinvertebrate fauna of a northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society*, *8*(1), 51-63.

-
- ¹²² Asmamaw, M., Mereta, S. T., & Ambelu, A. (2019). Responses of stream macroinvertebrates to hydrological disturbances in Dinki watershed, central highlands of Ethiopia. *Limnologia*, *78*, 125710.
- ¹²³ Miyake, Y., Makino, H., & Fukusaki, K. (2021). Assessing invertebrate response to an extreme flood event at a regional scale utilizing past survey data. *Limnology*, *22*, 169-177.
- ¹²⁴ Ellis, L. M., Crawford, C. S., & Molles Jr, M. C. (2001). Influence of annual flooding on terrestrial arthropod assemblages of a Rio Grande riparian forest. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, *17*(1), 1-20.
- ¹²⁵ Plaza, T. G. D., & Galbiati, C. (2017). Influence of flood pulse on termite diversity (Insecta: Isoptera) in the Pantanal. *Sociobiology*, *64*(3), 310-316.
- ¹²⁶ Scrimgeour, G. J., & Winterbourn, M. J. (1989). Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate populations in an unstable New Zealand river. *Hydrobiologia*, *171*, 33-44.
- ¹²⁷ Hendricks, A. C., Willis, L. D., & Snyder, C. (1995). Impact of flooding on the densities of selected aquatic insects. *Hydrobiologia*, *299*, 241-247.
- ¹²⁸ Miller, A. M., & Golladay, S. W. (1996). Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society*, *15*(4), 670-689.
- ¹²⁹ Angradi, T. R. (1997). Hydrologic context and macroinvertebrate community response to floods in an Appalachian headwater stream. *American Midland Naturalist*, 371-386.
- ¹³⁰ McMullen, L. E., & Lytle, D. A. (2012). Quantifying invertebrate resistance to floods: A global-scale meta-analysis. *Ecological Applications*, *22*(8), 2164-2175.
- ¹³¹ Smith, A. J., Baldigo, B. P., Duffy, B. T., George, S. D., & Dresser, B. (2019). Resilience of benthic macroinvertebrates to extreme floods in a Catskill Mountain river, New York, USA: Implications for water quality monitoring and assessment. *Ecological Indicators*, *104*, 107-115.
- ¹³² Stamp, J., Moore, A., Fiske, S., Gerritsen, J., Bierwagen, B., & Hamilton, A. (2020). Effects of extreme high flow events on macroinvertebrate communities in Vermont streams. *River research and applications*, *36*(9), 1891-1902.
- ¹³³ Turić, N., Temunović, M., Radović, A., Vignjević, G., Sudarić Bogojević, M., & Merdić, E. (2015). Flood pulses drive the temporal dynamics of assemblages of aquatic insects (Heteroptera and Coleoptera) in a temperate floodplain. *Freshwater Biology*, *60*(10), 2051-2065.
- ¹³⁴ Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2000). Inundated floodplain gravels in a stream with an unstable bed: temporary shelter or true invertebrate refugium?. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, *34*(1), 147-156.
- ¹³⁵ Murkin, H. R., Kadlec, J. A., & Murkin, E. J. (1991). Effects of prolonged flooding on nektonic invertebrates in small diked marshes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *48*(12), 2355-2364.
- ¹³⁶ Nessimian, J. L., Dorvillé, L. F. M., Sanseverino, A. M., & Baptista, D. F. (1998). Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas*, *15*(1/2), 35-50.
- ¹³⁷ Milner, A. M., Robertson, A. L., McDermott, M. J., Klaar, M. J., & Brown, L. E. (2013). Major flood disturbance alters river ecosystem evolution. *Nature Climate Change*, *3*(2), 137-141.
- ¹³⁸ Bae, M. J., Chun, J. H., Chon, T. S., & Park, Y. S. (2016). Spatio-temporal variability in benthic macroinvertebrate communities in headwater streams in South Korea. *Water*, *8*(3), 99.

-
- ¹³⁹ Theodoropoulos, C., Vourka, A., Stamou, A., Rutschmann, P., & Skoulikidis, N. (2017). Response of freshwater macroinvertebrates to rainfall-induced high flows: A hydroecological approach. *Ecological indicators*, 73, 432-442.
- ¹⁴⁰ Deboer, J. A., Ogren, S. A., Holtgren, J. M., & Snyder, E. B. (2011). A 100-year flood in a low-gradient stream: response of the resident and non-resident fish assemblages. *The American Midland Naturalist*, 166(2), 446-452.
- ¹⁴¹ Jenney, C. J., Nemec, Z. C., Lee, L. N., & Bonar, S. A. (2022). Increased juvenile native fish abundance following a major flood in an Arizona river. *Journal of Freshwater Ecology*, 37(1), 1-14.
- ¹⁴² Gido, K. B., & Propst, D. L. (2012). Long-term dynamics of native and nonnative fishes in the San Juan River, New Mexico and Utah, under a partially managed flow regime. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141(3), 645-659.
- ¹⁴³ Stoffels, R. J., Clarke, K. R., Rehwinkel, R. A., & McCarthy, B. J. (2014). Response of a floodplain fish community to river-floodplain connectivity: natural versus managed reconnection. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(2), 236-245.
- ¹⁴⁴ Propst, D. L., & Gido, K. B. (2004). Responses of native and nonnative fishes to natural flow regime mimicry in the San Juan River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(4), 922-931.
- ¹⁴⁵ King, A. J., Humphries, P., & Lake, P. S. (2003). Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(7), 773-786.
- ¹⁴⁶ Marchetti, M. P., & Moyle, P. B. (2001). Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological applications*, 11(2), 530-539.
- ¹⁴⁷ Caiola, N., Ibáñez, C., Verdú, J., & Munné, A. (2014). Effects of flow regulation on the establishment of alien fish species: A community structure approach to biological validation of environmental flows. *Ecological Indicators*, 45, 598-604.
- ¹⁴⁸ Fornaroli, R., Muñoz-Mas, R., & Martinez-Capel, F. (2020). Fish community responses to antecedent hydrological conditions based on long-term data in Mediterranean river basins (Iberian Peninsula). *Science of the Total Environment*, 728, 138052.
- ¹⁴⁹ Fausch, K. D., Taniguchi, Y., Nakano, S., Grossman, G. D., & Townsend, C. R. (2001). Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five holarctic regions. *Ecological Applications*, 11(5), 1438-1455.
- ¹⁵⁰ Lobón-Cerviá, J. (2004). Discharge-dependent covariation patterns in the population dynamics of brown trout (*Salmo trutta*) within a Cantabrian river drainage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(10), 1929-1939.
- ¹⁵¹ Cruz, D. O., Kingsford, R. T., Suthers, I. M., Rayner, T. S., Smith, J. A., & Arthington, A. H. (2020). Connectivity but not recruitment: Response of the fish community to a large-scale flood on a heavily regulated floodplain. *Ecohydrology*, 13(3), e2194.
- ¹⁵² Chester, E. T., Matthews, T. G., Howson, T. J., Johnston, K., Mackie, J. K., Strachan, S. R., & Robson, B. J. (2014). Constraints upon the response of fish and crayfish to environmental flow releases in a regulated headwater stream network. *PLoS One*, 9(3), e91925.
- ¹⁵³ Pires, A. M., Magalhães, M. F., Moreira Da Costa, L., Alves, M. J., & Coelho, M. M. (2008). Effects of an extreme flash flood on the native fish assemblages across a Mediterranean catchment. *Fisheries Management and Ecology*, 15(1), 49-58.
- ¹⁵⁴ Castello, L., Bayley, P. B., Fabr e, N. N., & Batista, V. S. (2019). Flooding effects on abundance of an exploited, long-lived fish population in river-floodplains of the Amazon. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29, 487-500.

-
- ¹⁵⁵ Schlosser, I. J. (1985). Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology*, *66*(5), 1484-1490.
- ¹⁵⁶ Negishi, J. N., Terui, A., Nessa, B., Miura, K., Oiso, T., Sumitomo, K., ... & Nakamura, F. (2019). High resilience of aquatic community to a 100-year flood in a gravel-bed river. *Landscape and Ecological Engineering*, *15*, 143-154.
- ¹⁵⁷ Rolls, R. J., Boulton, A. J., Growns, I. O., & Maxwell, S. E. (2011). Response by fish assemblages to an environmental flow release in a temperate coastal Australian river: a paired catchment analysis. *River Research and Applications*, *27*(7), 867-880.
- ¹⁵⁸ Lobón-Cerviá, J. (1996). Response of a stream fish assemblage to a severe spate in northern Spain. *Transactions of the American Fisheries Society*, *125*(6), 913-919.
- ¹⁵⁹ Jensen, A. J., & Johnsen, B. O. (1999). The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*, *13*(6), 778-785.
- ¹⁶⁰ Bischoff, A., & Wolter, C. (2001). The flood of the century on the River Oder: effects on the 0+ fish community and implications for floodplain restoration. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, *17*(2), 171-190.
- ¹⁶¹ Cattaneo, F., Carrel, G., Lamouroux, N., & Breil, P. (2001). Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the Lower Rhône at Montélimar, France. *Archiv für Hydrobiologie*, *151*(3), 427-450.
- ¹⁶² Miyazono, S., Aycock, J. N., Miranda, L. E., & Tietjen, T. E. (2010). Assemblage patterns of fish functional groups relative to habitat connectivity and conditions in floodplain lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, *19*(4), 578-585.
- ¹⁶³ Marchetti, M. P., & Moyle, P. B. (2001). Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological applications*, *11*(2), 530-539.
- ¹⁶⁴ Bower, L. M., Keppeler, F. W., Cunha, E. R., Quintana, Y., Saenz, D. E., Lopez-Delgado, E. O., ... & Winemiller, K. O. (2019). Effects of hydrology on fish diversity and assemblage structure in a Texan coastal plains river. *Transactions of the American Fisheries Society*, *148*(1), 207-218.
- ¹⁶⁵ Fernandes, R., Agostinho, A. A., Ferreira, E. A., Pavanelli, C. S., Suzuki, H. I., Lima, D. P., & Gomes, L. C. (2009). Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, *69*, 669-680.
- ¹⁶⁶ Arthington, A. H., Rall, J. L., Kennard, M. J., & Pusey, B. J. (2003). Environmental flow requirements of fish in Lesotho rivers using the DRIFT methodology. *River Research and Applications*, *19*(5-6), 641-666.
- ¹⁶⁷ Shoup, D. E., & Wahl, D. H. (2009). Fish diversity and abundance in relation to interannual and lake-specific variation in abiotic characteristics of floodplain lakes of the lower Kaskaskia River, Illinois. *Transactions of the American Fisheries Society*, *138*(5), 1076-1092.
- ¹⁶⁸ Baumgartner, M. T., de Oliveira, A. G., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2018). Fish functional diversity responses following flood pulses in the upper Paraná River floodplain. *Ecology of Freshwater Fish*, *27*(4), 910-919.
- ¹⁶⁹ Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo, S., & K. Okada, E. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish biology and Fisheries*, *14*, 11-19.
- ¹⁷⁰ da Silva, M. T., de Oliveira Pereira, J., Vieira, L. J. S., & Petry, A. C. (2013). Hydrological seasonality of the river affecting fish community structure of oxbow lakes: A limnological approach on the Amapá Lake, southwestern Amazon. *Limnologica*, *43*(2), 79-90.

-
- ¹⁷¹ Harrell, H. L. (1978). Response of the Devil's River (Texas) fish community to flooding. *Copeia*, 60-68.
- ¹⁷² Silva, F. R., Ferreira, E. J., & De Deus, C. P. (2010). Structure and dynamics of stream fish communities in the flood zone of the lower Purus River, Amazonas State, Brazil. *Hydrobiologia*, 651, 279-289.
- ¹⁷³ Cattaneo, F. (2005). Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in French streams? Regional scale analysis. *Archiv fur Hydrobiologie*, 164(3), 367-386.
- ¹⁷⁴ Erman, D. C., Andrews, E. D., & Yoder-Williams, M. (1988). Effects of winter floods on fishes in the Sierra Nevada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(12), 2195-2200.
- ¹⁷⁵ Matthews, W. J. (1986). Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and a catastrophic flood. *Copeia*, 388-397.
- ¹⁷⁶ Cochran, P. A., & Stagg, T. W. (2011). Response of a fish assemblage to severe flooding in Gilmore Creek, a southeastern Minnesota trout stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 26(1), 77-84.
- ¹⁷⁷ Espínola, L. A., Rabuffetti, A. P., Abrial, E., Amsler, M. L., Blettler, M. C. A., Paira, A. R., ... & Santos, L. N. (2016). Response of fish assemblage structure to changing flood and flow pulses in a large subtropical river. *Marine and Freshwater Research*, 68(2), 319-330.
- ¹⁷⁸ Horwitz, R. J. (1978). Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological monographs*, 48(3), 307-321.
- ¹⁷⁹ Pander, J., Knott, J., Mueller, M., & Geist, J. (2019). Effects of environmental flows in a restored floodplain system on the community composition of fish, macroinvertebrates and macrophytes. *Ecological Engineering*, 132, 75-86.
- ¹⁸⁰ George, S. D., Baldigo, B. P., Smith, A. J., & Robinson, G. R. (2015). Effects of extreme floods on trout populations and fish communities in a Catskill Mountain river. *Freshwater Biology*, 60(12), 2511-2522.
- ¹⁸¹ Carlson, A. K., Fincel, M. J., Longhenry, C. M., & Graeb, B. D. (2016). Effects of historic flooding on fishes and aquatic habitats in a Missouri River delta. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(2), 271-288.
- ¹⁸² Baumgartner, M. T., de Oliveira, A. G., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2018). Fish functional diversity responses following flood pulses in the upper Paraná River floodplain. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(4), 910-919.
- ¹⁸³ Tonkin, Z. D., King, A. J., Robertson, A. I., & Ramsey, D. S. (2011). Early fish growth varies in response to components of the flow regime in a temperate floodplain river. *Freshwater Biology*, 56(9), 1769-1782.
- ¹⁸⁴ Luz-Agostinho, K. D., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Fugi, R. (2009). Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 481-490.
- ¹⁸⁵ Abujanra, F., Agostinho, A. A., & Hahn, N. S. (2009). Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 469-479.
- ¹⁸⁶ Jeffres, C. A., Opperman, J. J., & Moyle, P. B. (2008). Ephemeral floodplain habitats provide best growth conditions for juvenile Chinook salmon in a California river. *Environmental biology of fishes*, 83, 449-458.
- ¹⁸⁷ Albanese, B., Angermeier, P. L., & Dorai-Raj, S. (2004). Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(6), 857-869.
- ¹⁸⁸ Blewett, D. A., Stevens, P. W., & Carter, J. (2017). Ecological effects of river flooding on abundance and body condition of a large, euryhaline fish. *Marine Ecology Progress Series*, 563, 211-218.

-
- ¹⁸⁹ Amtstaetter, F., Tonkin, Z., O’connor, J., Stuart, I., & Koster, W. M. (2021). Environmental flows stimulate the upstream movement of juvenile diadromous fishes. *Marine and Freshwater Research*, 72(7), 1019-1026.
- ¹⁹⁰ Thiem, J. D., Wooden, I. J., Baumgartner, L. J., Butler, G. L., Taylor, M. D., & Watts, R. J. (2020). Hypoxic conditions interrupt flood-response movements of three lowland river fish species: Implications for flow restoration in modified landscapes. *Ecohydrology*, 13(3), e2197.
- ¹⁹¹ Tetzlaff, D., Gibbins, C., Bacon, P. J., Youngson, A. F., & Soulsby, C. (2008). Influence of hydrological regimes on the pre-spawning entry of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) into an upland river. *River Research and Applications*, 24(5), 528-542.
- ¹⁹² Masse, G., Dumont, P., Ferraris, J., & Fortin, R. (1991). Influence of the Hydrological and Thermal Regimes of the Aux Pins River(Quebec) on the Spawning Migrations of Northern Pike and on the Emigration of 0+ Juveniles. *Aquatic Living Resources, ALREEA*, 4(4).
- ¹⁹³ Espinoza, T., Burke, C. L., Carpenter-Bundhoo, L., Marshall, S. M., McDougall, A. J., Roberts, D. T., ... & Kennard, M. J. (2021). Quantifying movement of multiple threatened species to inform adaptive management of environmental flows. *Journal of Environmental Management*, 295, 113067.
- ¹⁹⁴ Williams, J., Hindell, J. S., Jenkins, G. P., Tracey, S., Hartmann, K., & Swearer, S. E. (2017). The influence of freshwater flows on two estuarine resident fish species show differential sensitivity to the impacts of drought, flood and climate change. *Environmental Biology of Fishes*, 100(9), 1121-1137.
- ¹⁹⁵ Mastrorillo, S., & Copp, G. H. (2005, March). Diel dynamics of young and small fishes in a side-channel of the River Garonne, France, before and after a late-summer spate. In *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 41, No. 1, pp. 15-25). EDP Sciences.
- ¹⁹⁶ Bell, E., Duffy, W. G., & Roelofs, T. D. (2001). Fidelity and survival of juvenile coho salmon in response to a flood. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130(3), 450-458.
- ¹⁹⁷ Schwartz, J. S., & Herricks, E. E. (2005). Fish use of stage-specific fluvial habitats as refuge patches during a flood in a low-gradient Illinois stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(7), 1540-1552.
- ¹⁹⁸ Vilizzi, L. (2012). Abundance trends in floodplain fish larvae: the role of annual flow characteristics in the absence of overbank flooding. *Fundamental and Applied Limnology-Archiv furHydrobiologie*, 181(3), 215.
- ¹⁹⁹ Yang, B., Dou, M., Xia, R., Kuo, Y. M., Li, G., & Shen, L. (2020). Effects of hydrological alteration on fish population structure and habitat in river system: A case study in the mid-downstream of the Hanjiang River in China. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01090.
- ²⁰⁰ King, A. J., Tonkin, Z., & Mahoney, J. (2009). Environmental flow enhances native fish spawning and recruitment in the Murray River, Australia. *River Research and Applications*, 25(10), 1205-1218.
- ²⁰¹ Gorski, K., De Leeuw, J. J., Winter, H. V., Vekhov, D. A., Minin, A. E., Buijse, A. D., & Nagelkerke, L. A. (2011). Fish recruitment in a large, temperate floodplain: the importance of annual flooding, temperature and habitat complexity. *Freshwater Biology*, 56(11), 2210-2225.
- ²⁰² King, A. J., Humphries, P., & Lake, P. S. (2003). Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(7), 773-786.
- ²⁰³ Hocutt, C. H., & Johnson, P. N. (2001). Fish response to the annual flooding regime in the Kavango River along the Angola/Namibia border. *African Journal of Marine Science*, 23, 449-464.
- ²⁰⁴ Górski, K., Winter, H. V., De Leeuw, J. J., Minin, A. E., & Nagelkerke, L. A. J. (2010). Fish spawning in a large temperate floodplain: the role of flooding and temperature. *Freshwater Biology*, 55(7), 1509-1519.

-
- ²⁰⁵ Stuart, I., Sharpe, C., Stanislawski, K., Parker, A., & Mallen-Cooper, M. (2019). From an irrigation system to an ecological asset: adding environmental flows establishes recovery of a threatened fish species. *Marine and Freshwater Research*, *70*(9), 1295-1306.
- ²⁰⁶ Malcolm, I. A., Soulsby, C., Youngson, A. F., Hannah, D. M., McLaren, I. S., & Thorne, A. (2004). Hydrological influences on hyporheic water quality: implications for salmon egg survival. *Hydrological Processes*, *18*(9), 1543-1560.
- ²⁰⁷ Tyler, K. J., Wedd, D., Crook, D. A., Kennard, M. J., & King, A. J. (2021). Hydrology drives variation in spawning phenologies and diversity of larval assemblages of Australian wet-dry tropical fish. *Freshwater Biology*, *66*(10), 1949-1967.
- ²⁰⁸ Abrial, E., Rabuffetti, A. P., Espínola, L. A., Amsler, M. L., Blettler, M. C., & Paira, A. R. (2014). Influence of hydrological changes on the fish community in two lotic environments of the Middle Paraná Floodplain, Argentina. *Aquatic Ecology*, *48*, 337-349.
- ²⁰⁹ de Magalhães Lopes, J., Alves, C. B. M., Peressin, A., & Pompeu, P. S. (2018). Influence of rainfall, hydrological fluctuations, and lunar phase on spawning migration timing of the Neotropical fish *Prochilodus costatus*. *Hydrobiologia*, *818*, 145-161.
- ²¹⁰ Warren, D. R., Ernst, A. G., & Baldigo, B. P. (2009). Influence of spring floods on year-class strength of fall-and spring-spawning salmonids in Catskill mountain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, *138*(1), 200-210.
- ²¹¹ Koster, W. M., Amtstaetter, F., Dawson, D. R., Reich, P., & Morrongiello, J. R. (2016). Provision of environmental flows promotes spawning of a nationally threatened diadromous fish. *Marine and Freshwater Research*, *68*(1), 159-166.
- ²¹² Garcia, C., Schumann, D. A., Howell, J., Graeb, B. D., Bertrand, K. N., & Klumb, R. A. (2018). Seasonality, floods and droughts structure larval fish assemblages in prairie rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, *27*(1), 389-397.
- ²¹³ Schrank, S. J., Braaten, P. J., & Guy, C. S. (2001). Spatiotemporal variation in density of larval bighead carp in the lower Missouri River. *Transactions of the American Fisheries Society*, *130*(5), 809-814.
- ²¹⁴ Malcolm, I. A., Gibbins, C. N., Soulsby, C., Tetzlaff, D., & Moir, H. J. (2012). The influence of hydrology and hydraulics on salmonids between spawning and emergence: implications for the management of flows in regulated rivers. *Fisheries Management and Ecology*, *19*(6), 464-474.
- ²¹⁵ King, A. J., Gwinn, D. C., Tonkin, Z., Mahoney, J., Raymond, S., & Beesley, L. (2016). Using abiotic drivers of fish spawning to inform environmental flow management. *Journal of Applied Ecology*, *53*(1), 34-43.
- ²¹⁶ Yang, Z., Zhu, Q., Cao, J., Jin, Y., Zhao, N., Xu, W., ... & Chen, X. (2021). Using a hierarchical model framework to investigate the relationships between fish spawning and abiotic factors for environmental flow management. *Science of the Total Environment*, *787*, 147618.
- ²¹⁷ Pereira, L. S., Tencatt, L. F. C., Dias, R. M., de Oliveira, A. G., & Agostinho, A. A. (2017). Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. *Hydrobiologia*, *795*, 65-80.
- ²¹⁸ Arndt, S. K., Cunjak, R. A., & Benfey, T. J. (2002). Effect of summer floods and spatial-temporal scale on growth and feeding of juvenile Atlantic salmon in two New Brunswick streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, *131*(4), 607-622.
- ²¹⁹ Rolls, R. J., Boulton, A. J., Growns, I. O., Maxwell, S. E., Ryder, D. S., & Westhorpe, D. P. (2012). Effects of an experimental environmental flow release on the diet of fish in a regulated coastal Australian river. *Hydrobiologia*, *686*, 195-212.

-
- ²²⁰ Taylor, G. C., Weyl, O. L., Hill, J. M., Peel, R. A., & Hay, C. J. (2017). Comparing the fish assemblages and food-web structures of large floodplain rivers. *Freshwater Biology*, *62*(11), 1891-1907.
- ²²¹ Walton, S. E., Nunn, A. D., Probst, W. N., Bolland, J. D., Acreman, M., & Cowx, I. G. (2017). Do fish go with the flow? The effects of periodic and episodic flow pulses on 0+ fish biomass in a constrained lowland river. *Ecohydrology*, *10*(1), e1777.
- ²²² Ziegeweid, J. R., Johnson, G. D., Krall, A. L., Fitzpatrick, K., & Levin, S. B. (2022). Quantifying relations between altered hydrology and fish community responses for streams in Minnesota. *Ecological Processes*, *11*(1), 41.
- ²²³ Ngor, P. B., Grenouillet, G., Phem, S., So, N., & Lek, S. (2018). Spatial and temporal variation in fish community structure and diversity in the largest tropical flood-pulse system of South-East Asia. *Ecology of Freshwater Fish*, *27*(4), 1087-1100.
- ²²⁴ Franceschi, E. A., Torres, P. S., Prado, D. E., & Lewis, J. P. (2000). Disturbance, succession and stability: a ten year study of temporal variation of species composition after a catastrophic flood in the river Paraná, Argentina. *Community Ecology*, *1*, 205-214.
- ²²⁵ Stokes, K., Ward, K., & Colloff, M. (2010). Alterations in flood frequency increase exotic and native species richness of understorey vegetation in a temperate floodplain eucalypt forest. *Plant Ecology*, *211*, 219-233.
- ²²⁶ Pyle, L. L. (1995). Effects of disturbance on herbaceous exotic plant species on the floodplain of the Potomac River. *American Midland Naturalist*, 244-253.
- ²²⁷ Lunt, I. D., Jansen, A., & Binns, D. L. (2012). Effects of flood timing and livestock grazing on exotic annual plants in riverine floodplains. *Journal of Applied Ecology*, *49*(5), 1131-1139.
- ²²⁸ Boedeltje, G. E. R., Bakker, J. P., Ten Brinke, A., Van Groenendael, J. M., & Soesbergen, M. (2004). Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal of Ecology*, *92*(5), 786-796.
- ²²⁹ Deiller, A. F., Walter, J. M. N., & Trémolières, M. (2001). Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regulated Rivers: Research & Management: an International Journal Devoted to River Research and Management*, *17*(4-5), 393-405.
- ²³⁰ Catian, G., Da Silva, D. M., Suarez, Y. R., & Scremin-Dias, E. (2018). Effects of flood pulse dynamics on functional diversity of macrophyte communities in the Pantanal Wetland. *Wetlands*, *38*, 975-991.
- ²³¹ Ferreira, L. V., & Stohlgren, T. J. (1999). Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity, and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. *Oecologia*, *120*, 582-587.
- ²³² Glaeser, J., & Wulf, M. (2009). Effects of water regime and habitat continuity on the plant species composition of floodplain forests. *Journal of Vegetation Science*, *20*(1), 37-48.
- ²³³ Myster, R. W. (2010). Flooding gradient and treefall gap interactive effects on plant community structure, richness, and alpha diversity in the Peruvian Amazon. *Ecotropica*, *16*(1), 43-49.
- ²³⁴ Balcombe, S. R., & Arthington, A. H. (2009). Temporal changes in fish abundance in response to hydrological variability in a dryland floodplain river. *Marine and Freshwater Research*, *60*(2), 146-159.
- ²³⁵ Shen, R., Lan, Z., Chen, Y., Leng, F., Jin, B., Fang, C., & Chen, J. (2019). The effects of flooding regimes and soil nutrients on lakeshore plant diversity in a pristine lake and a human managed lake in subtropical China. *Journal of Freshwater Ecology*, *34*(1), 757-769.
- ²³⁶ Wintle, B. C., & Kirkpatrick, J. B. (2007). The response of riparian vegetation to flood-maintained habitat heterogeneity. *Austral Ecology*, *32*(5), 592-599.

-
- ²³⁷ Berthelot, J. S., Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., & Savoie, D. (2014). Assessing the effects of periodic flooding on the population structure and recruitment rates of riparian tree forests. *Water*, *6*(9), 2614-2633.
- ²³⁸ Smith, M., Keevin, T., Mettler-McClure, P., & Barkau, R. (1998). Effect of the flood of 1993 on *Boltonia decurrens*, a rare floodplain plant. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, *14*(2), 191-202.
- ²³⁹ Lind, L., Nilsson, C., & Weber, C. (2014). Effects of ice and floods on vegetation in streams in cold regions: implications for climate change. *Ecology and evolution*, *4*(21), 4173-4184.
- ²⁴⁰ Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Riis, T., Raven, B. M., Hoffman, C. C., Verhoeven, J. T., & Soons, M. B. (2017). Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Global change biology*, *23*(8), 3052-3063.
- ²⁴¹ Araújo, F. D. C., Tng, D. Y. P., Apgaua, D. M. G., Morel, J. D., Pereira, D. G. S., Santos, P. F., & Santos, R. M. D. (2019). Flooding regime drives tree community structure in Neotropical dry forests. *Journal of Vegetation Science*, *30*(6), 1195-1205.
- ²⁴² Roa-Fuentes, L., Villamizar-Peña, L. A., Mantilla-Carreño, J. A., & Jaramillo, M. A. (2022). Functional diversity and species diversity in flooded and unflooded tropical forests. *Acta Oecologica*, *114*, 103814.
- ²⁴³ Fournier, B., Gillet, F., Le Bayon, R. C., Mitchell, E. A., & Moretti, M. (2015). Functional responses of multitaxa communities to disturbance and stress gradients in a restored floodplain. *Journal of Applied Ecology*, *52*(5), 1364-1373.
- ²⁴⁴ Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Voeselek, L. A., Verhoeven, J. T., & Soons, M. B. (2015). Riparian plant community responses to increased flooding: A meta-analysis. *Global Change Biology*, *21*(8), 2881-2890.
- ²⁴⁵ Osunkoya, O. O., Ali, S., Nguyen, T., Perrett, C., Shabbir, A., Navie, S., ... & Adkins, S. (2014). Soil seed bank dynamics in response to an extreme flood event in a riparian habitat. *Ecological research*, *29*(6), 1115-1129.
- ²⁴⁶ Lempe, J., Stevens, K. J., & Peterson, R. L. (2001). Shoot responses of six Lythraceae species to flooding. *Plant Biology*, *3*(02), 186-193.
- ²⁴⁷ Greet, J., Fischer, S., & Russell, K. (2020). Longer duration flooding reduces the growth and sexual reproductive efforts of a keystone wetland tree species. *Wetlands Ecology and Management*, *28*, 655-666.
- ²⁴⁸ Yordanova, R. Y., Uzunova, A. N., & Popova, L. P. (2005). Effects of short-term soil flooding on stomata behaviour and leaf gas exchange in barley plants. *Biologia Plantarum*, *49*, 317-319.
- ²⁴⁹ Jenkins, N. J., Yeakley, J. A., & Stewart, E. M. (2008). First-year responses to managed flooding of lower Columbia River bottomland vegetation dominated by *Phalaris arundinacea*. *Wetlands*, *28*, 1018-1027.
- ²⁵⁰ Brotherton, S. J., Joyce, C. B., Berg, M. J., & Awcock, G. J. (2019). Immediate and lag effects of hydrological change on floodplain grassland plants. *Plant Ecology*, *220*, 345-359.
- ²⁵¹ Klimešová, J. (1994). The effects of timing and duration of floods on growth of young plants of *Phalaris arundinacea* L. and *Urtica dioica* L.: an experimental study. *Aquatic Botany*, *48*(1), 21-29.
- ²⁵² Zhang, L. T., Li, Z. B., Wang, H., & Xiao, J. B. (2016). Influence of intra-event-based flood regime on sediment flow behavior from a typical agro-catchment of the Chinese Loess Plateau. *Journal of Hydrology*, *538*, 71-81.
- ²⁵³ Death, R. G. (2008). The effect of floods on aquatic invertebrate communities. In *Aquatic insects: challenges to populations* (pp. 103-121). Wallingford UK: CABI.

-
- ²⁵⁴ Matthaei, C., Uehlinger, U. R. S., & Frutiger, A. (1997). Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology*, 37(1), 61-77.
- ²⁵⁵ Brooks, S. S., & Boulton, A. J. (1991). Recolonization dynamics of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an Australian temporary stream. *Marine and Freshwater Research*, 42(3), 295-308.
- ²⁵⁶ Bond, N. R., & Downes, B. J. (2003). The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. *Freshwater Biology*, 48(3), 455-465.
- ²⁵⁷ Feeley, H., Davis, S., Bruen, M., Blacklocke, S., & Kelly-Quinn, M. (2012). The impact of a catastrophic storm event on benthic macroinvertebrate communities in upland headwater streams and potential implications for ecological diversity and assessment of ecological status. *Journal of Limnology*, 71(2), 109-318.
- ²⁵⁸ Bower, L. M., Peoples, B. K., Eddy, M. C., & Scott, M. C. (2022). Quantifying flow–ecology relationships across flow regime class and ecoregions in South Carolina. *Science of the Total Environment*, 802, 149721.
- ²⁵⁹ Bae, M. J., & Park, Y. S. (2016). Responses of the functional diversity of benthic macroinvertebrates to floods and droughts in small streams with different flow permanence. *Inland Waters*, 6(3), 461-475.
- ²⁶⁰ Theodoropoulos, C., Vourka, A., Stamou, A., Rutschmann, P., & Skoulikidis, N. (2017). Response of freshwater macroinvertebrates to rainfall-induced high flows: A hydroecological approach. *Ecological indicators*, 73, 432-442.
- ²⁶¹ Chanut, P. C., Datry, T., Gabbud, C., & Robinson, C. T. (2019). Direct and indirect effects of flood regime on macroinvertebrate assemblages in a floodplain riverscape. *Ecohydrology*, 12(5), e2095.
- ²⁶² Carlisle, D. M., Wolock, D. M., & Meador, M. R. (2011). Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 264-270.
- ²⁶³ Fisher, S. G., Gray, L. J., Grimm, N. B., & Busch, D. E. (1982). Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological monographs*, 52(1), 93-110.
- ²⁶⁴ Grimm, N. B., & Fisher, S. G. (1989). Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(4), 293-307.
- ²⁶⁵ Boulton, A. J., Peterson, C. G., Grimm, N. B., & Fisher, S. G. (1992). Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology*, 73(6), 2192-2207.
- ²⁶⁶ Flecker, A. S., & Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31(2), 131-142.
- ²⁶⁷ Giller, P. S., Sangpradub, N., & Twomey, H. (1991). Catastrophic flooding and macroinvertebrate community structure. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(3), 1724-1729.
- ²⁶⁸ Death, R. G. (1996). The effect of patch disturbance on stream invertebrate community structure: the influence of disturbance history. *Oecologia*, 108(3), 567-576.
- ²⁶⁹ Lojkásek, B., Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., & Drozd, P. (2005). The impact of the extreme floods in July 1997 on the ichthyocenosis of the Oder Catchment area (Czech Republic). *Hydrobiologia*, 548, 11-22.
- ²⁷⁰ Jurajda, P., Reichard, M., & Smith, C. (2006). Immediate impact of an extensive summer flood on the adult fish assemblage of a channelized lowland river. *Journal of Freshwater Ecology*, 21(3), 493-501.
- ²⁷¹ Bischoff, A., & Wolter, C. (2001). The flood of the century on the River Oder: effects on the 0+ fish community and implications for floodplain restoration. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(2), 171-190.

-
- ²⁷² Cattaneo, F., Carrel, G., Lamouroux, N., & Breil, P. (2001). Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the Lower Rhône at Montélimar, France. *Archiv für Hydrobiologie*, 151(3), 427-450.
- ²⁷³ Pearsons, T. N., Li, H. W., & Lamberti, G. A. (1992). Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121(4), 427-436.
- ²⁷⁴ Tissot, L., Cattaneo, F., Carrel, G., Veslot, J., Baril, D., & Gouraud, V. (2012). Spatial-temporal patterns of fish assemblages in a large mediterranean regulated river. In *Proceedings of 9th International Symposium on Ecohydraulics (ISE 2012), 17-21 September 2012, Vienna, Austria*. 17-21 September 2012.
- ²⁷⁵ Cattaneo, F., Gouraud, V., Tissot, L., Barillier, A., Carrel, G., Chappaz, R., ... & Baril, D. (2015). Spring floods and temperature are main drivers of the fish assemblage of a Mediterranean regulated river (Durance River, France). *IS Rivers 2015*.
- ²⁷⁶ Cattaneo, F. (2005). Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in French streams? Local scale analysis. *Archiv für Hydrobiologie*, 164(3), 345-366.
- ²⁷⁷ Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic journal of freshwater research*, 66(1991), 20-35.
- ²⁷⁸ Harvey, B. C. (1987). Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *Transactions of the American fisheries society*, 116(6), 851-855.
- ²⁷⁹ García-Vega, A., Sanz-Ronda, F. J., & Fuentes-Pérez, J. F. (2017). Seasonal and daily upstream movements of brown trout *Salmo trutta* in an Iberian regulated river. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 9.
- ²⁸⁰ Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Birtles, C., & Philippart, J. C. (1998). Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. *Hydrobiologia* Special issue 'Advances in Invertebrates and Fish Telemetry: Proceedings of the Second Conference on Fish Telemetry in Europe, held in La Rochelle, France, 5–9 April 1997', 371/372, Springer Netherlands, pp. 263-274.
- ²⁸¹ Ovidio, M., C. Birtles, E. Baras & J. C. Philippart, 1996. Preliminary telemetry investigation on the obstacle to anadromous Salmonids migration in spawning streams of the Belgian Ardennes (river Meuse basin). In M. Leclerc et al. (eds), *Ecohydraulics 2000, Proceedings of the Second IAHR Symposium on Habitat Hydraulics*. INRS-Eau, Vol A: 83–88.
- ²⁸² Baglinière, J. L., Maise, G., Lebail, P. Y., & Prévost, E. (1987). Dynamique de la population de la truite commune *Salmo trutta* d'un ruisseau breton, France. *Acta Œcologica, Œcologia Generalis*, 8(3), 201-215.
- ²⁸³ Healy, B. D., Yackulic, C. B., & Schelly, R. C. (2022). Impeding access to tributary spawning habitat and releasing experimental fall-timed floods increase brown trout immigration into a dam's tailwater. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 80(3), 614-627.
- ²⁸⁴ Byrne, C. J., Poole, R., Dillane, A., Rogan, G. & Whelan, K. F. (2004). Temporal and environmental influences on the variation in sea trout (*Salmo trutta* L.) smolt migration in the Burrishoole system in the west of Ireland from 1971 to 2000. *Fisheries Research* 66, 85 – 94.
- ²⁸⁵ Jonsson, B., & Jonsson, N. (2009). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of fish biology*, 75(10), 2381-2447.
- ²⁸⁶ Solomon, D. J. (1978). Migration of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta* L.) in a chalkstream. *Environmental Biology of Fishes*, 3, 223-229.

-
- ²⁸⁷ Aldven, D., Degerman, E., & Höjesjö, J. (2015). Environmental cues and downstream migration of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Boreal Environment Research*, 20, 35-44.
- ²⁸⁸ Hembrel, B., Arnekleiv, J. V., & L'Abée-Lund, J. H. (2001). Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous browntrout, *Salmo trutta*, smolts. *Ecology of Freshwater Fish*, 10(1), 61-64.
- ²⁸⁹ Winter, E. R., Tummers, J. S., Aarestrup, K., Baktoft, H., & Lucas, M. C. (2016). Investigating the phenology of seaward migration of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in two European populations. *Hydrobiologia*, 775, 139-151.
- ²⁹⁰ Jonsson, N., & Jonsson, B. (2002). Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater Biology*, 47(8), 1391-1401.
- ²⁹¹ Bendall, B., Moore, A., & Quayle, V. (2005). The post-spawning movements of migratory brown trout *Salmo trutta* L. *Journal of fish biology*, 67(3), 809-822.
- ²⁹² García-Vega, A., Sanz-Ronda, F. J., Celestino, L. F., Makrakis, S., & Leunda, P. M. (2018). Potamodromous brown trout movements in the North of the Iberian Peninsula: Modelling past, present and future based on continuous fishway monitoring. *Science of the Total Environment*, 640, 1521-1536.
- ²⁹³ Verhelst, P., Buysse, D., Reubens, J., Pauwels, I., Aelterman, B., Van Hoey, S., ... & Mouton, A. (2018). Downstream migration of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in an anthropogenically regulated freshwater system: Implications for management. *Fisheries Research*, 199, 252-262.
- ²⁹⁴ Vøllestad, L. A., Jonsson, B., Hvidsten, N. A., Næsje, T. F., Haraldstad, Ø., & Ruud-Hansen, J. (1986). Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(10), 1909-1916.
- ²⁹⁵ Bergersen, R., & Klemetsen, A. (1988). Freshwater eel *Anguilla anguilla* (L.) from North Norway, with emphasis on occurrence, food, age and downstream migration. *Nordic Journal of Freshwater Research*, (64), 54-66.
- ²⁹⁶ Acou, A., Laffaille, P., Legault, A., & Feunteun, E. (2008). Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(3), 432-442.
- ²⁹⁷ Chevallier, E., Denys, G. P., Marlot, R., Duntze, M., Mierral, A., Fasquel, A., ... & Boucault, J. (2023). Behaviour of two predator fishes *Esox lucius* Linnaeus, 1758 and *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 during two successive floods in the French Aisne River. *Cybiu: Revue Internationale d'Ichtyologie*, 47(1), 79-99.
- ²⁹⁸ Ovidio, M. (2005). Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin, Belgium). In *Fifth European Conference on Fish Telemetry*.
- ²⁹⁹ Masters, J. E. G., Welton, J. S., Beaumont, W. R. C., Hodder, K. H., Pinder, A. C., Gozlan, R. E., & Ladle, M. (2002). Habitat utilisation by pike *Esox lucius* L. during winter floods in a southern English chalk river. In *Aquatic Telemetry: Proceedings of the Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe* (pp. 185-191). Springer Netherlands.
- ³⁰⁰ Boët, P., Belliard, J., Berrebi-dit-Thomas, R., & Tales, E. (1999). Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Man and River Systems: The Functioning of River Systems at the Basin Scale*, 59-68.
- ³⁰¹ Foubert, A., Lecomte, F., Brodeur, P., Le Pichon, C., & Mingelbier, M. (2020). How intensive agricultural practices and flow regulation are threatening fish spawning habitats and their connectivity in the St. Lawrence River floodplain, Canada. *Landscape ecology*, 35, 1229-1247.
- ³⁰² Le Pichon, C., Gorges, G., & Tales, E. (2011). Accessibility of spawning habitat for Northern Pike in the Seine river floodplain: La Bassée. *Zones Humides Infos*, (71), 8-9.

-
- ³⁰³Næsje, T. F., Jonsson, B., & Sandlund, O. T. (1986). Drift of cisco and whitefish larvae in a Norwegian river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115(1), 89-93.
- ³⁰⁴ Grimardias, D., Faivre, L., & Cattaneo, F. (2012). Postemergence downstream movement of European grayling (*Thymallus thymallus* L.) alevins and the effect of flow. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(4), 495.
- ³⁰⁵ Gibson, R. J., & Myers, R. A. (1988). Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon *Salmo Salar*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(2), 344-348.
- ³⁰⁶ Gillson, J. P., Maxwell, D. L., Gregory, S. D., Posen, P. E., Riley, W. D., Picken, J. L., & Assunção, M. G. (2020). Can aspects of the discharge regime associated with juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*S. trutta* L.) densities be identified using historical monitoring data from five UK rivers? *Fisheries Management and Ecology*, 27(6), 567-579.
- ³⁰⁷ Lobón-Cerviá, J., & Rincón, P. A. (2004). Environmental determinants of recruitment and their influence on the population dynamics of stream-living brown trout *Salmo trutta*. *Oikos*, 105(3), 641-646.
- ³⁰⁸ Bergerot, B., & Cattaneo, F. (2017). Hydrological drivers of brown trout population dynamics in France. *Ecohydrology*, 10(1), e1765.
- ³⁰⁹ Bret, V., Bergerot, B., Capra, H., Gouraud, V., & Lamouroux, N. (2016). Influence of discharge, hydraulics, water temperature, and dispersal on density synchrony in brown trout populations (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(3), 319-329.
- ³¹⁰ Warren, D. R., Ernst, A. G., & Baldigo, B. P. (2009). Influence of spring floods on year-class strength of fall- and spring-spawning salmonids in Catskill mountain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(1), 200-210.
- ³¹¹ Lobón-Cerviá, J. (2009). Why, when and how do fish populations decline, collapse and recover? The example of brown trout (*Salmo trutta*) in Rio Chaballos (northwestern Spain). *Freshwater Biology*, 54(6), 1149-1162.
- ³¹² Unfer, G., Hauer, C., & Lautsch, E. (2011). The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria. *Ecology of Freshwater Fish*, 20(3), 438-448.
- ³¹³ Heggenes, J., & Traaen, T. (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology*, 32(5), 717-727.
- ³¹⁴ Zeh, M. & Dönni, W. 1994. Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquatic Sciences* 56: 59–69.
- ³¹⁵ Quinn, J. M., & Hickey, C. W. (1990). Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand rivers. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 24(3), 411-427.
- ³¹⁶ Bornette, G., & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic sciences*, 73, 1-14.
- ³¹⁷ Bornette, G. A. C. (1991). Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *Journal of Vegetation Science*, 2(4), 497-512.
- ³¹⁸ Riis, T., & Biggs, B. J. (2003). Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and oceanography*, 48(4), 1488-1497.
- ³¹⁹ Bornette, G., Amoros, C., & Lamouroux, N. (1998). Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater biology*, 39(2), 267-283.

-
- ³²⁰ Riis, T., Suren, A. M., Clausen, B., & SAND-JENSEN, K. A. J. (2008). Vegetation and flow regime in lowland streams. *Freshwater Biology*, 53(8), 1531-1543.
- ³²¹ Henry, C. P., Bornette, G., & Amoros, C. (1994). Differential effects of floods on the aquatic vegetation of braided channels of the Rhône River. *Journal of the North American Benthological Society*, 13(4), 439-467.
- ³²² Barrat-Segretain, M. H., Henry, C. P., & Bornette, G. (1999). Regeneration and colonization of aquatic plant fragments in relation to the disturbance frequency of their habitats. *Archiv für Hydrobiologie*, 111-127.
- ³²³ Puijalon, S., Léna, J. P., Rivière, N., Champagne, J. Y., Rostan, J. C., & Bornette, G. (2008). Phenotypic plasticity in response to mechanical stress: hydrodynamic performance and fitness of four aquatic plant species. *New Phytologist*, 177(4), 907-917.
- ³²⁴ Henry, C. P., Amoros, C., & Bornette, G. (1996). Species traits and recolonization processes after flood disturbances in riverine macrophytes. *Vegetatio*, 122, 13-27.
- ³²⁵ Geest, G. V., Wolters, H., Roozen, F. C. J. M., Coops, H., Roijackers, R. M. M., Buijse, A. D., & Scheffer, M. (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539, 239-248.
- ³²⁶ Baattrup-Pedersen, A., Dalkvist, D., Dybkjær, J. B., Riis, T., Larsen, S. E., & Kronvang, B. (2013). Species recruitment following flooding, sediment deposition and seed addition in restored riparian areas. *Restoration Ecology*, 21(3), 399-408.
- ³²⁷ Baattrup-Pedersen, Jensen, K. M., Thodsen, H., Andersen, H. E., Andersen, P. M., Larsen, S. E., ... & Kronvang, B. (2013). Effects of stream flooding on the distribution and diversity of groundwater-dependent vegetation in riparian areas. *Freshwater Biology*, 58(4), 817-827.
- ³²⁸ Abelson, P. H. (1985). Electric power from the north. *Science*, 228(4707), 1487-1487.
- ³²⁹ Rosenberg, D. M., Bodaly, R. A., & Usher, P. J. (1995). Environmental and social impacts of large scale hydroelectric development: who is listening?. *Global environmental change*, 5(2), 127-148.
- ³³⁰ Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), 169-193.
- ³³¹ Alber, M. (2002). A conceptual model of estuarine freshwater inflow management. *Estuaries*, 25, 1246-1261.
- ³³² Arevalo, E., Cabral, H. N., Villeneuve, B., Possémé, C., & Lepage, M. (2023). Fish larvae dynamics in temperate estuaries: A review on processes, patterns and factors that determine recruitment. *Fish and Fisheries*, 24(3), 466-487.
- ³³³ Loneragan, N. R. (1999). River flows and estuarine ecosystems: implications for coastal fisheries from a review and a case study of the Logan River, southeast Queensland. *Australian journal of ecology*, 24(4), 431-440.
- ³³⁴ Milliman, J. D., Farnsworth, K. L., Jones, P. D., Xu, K. H., & Smith, L. C. (2008). Climatic and anthropogenic factors affecting river discharge to the global ocean, 1951–2000. *Global and planetary change*, 62(3-4), 187-194.
- ³³⁵ Lankford, R. R. (1977). Coastal lagoons of Mexico their origin and classification. In *Estuarine processes* (pp. 182-215). Academic Press.
- ³³⁶ Nichols, M., & Allen, G. (1981). Sedimentary processes in coastal lagoons. *UNESCO Technical Papers in Marine Science (UNESCO)*.
- ³³⁷ Whitfield, A. K., & Kok, H. M. (1992). Recruitment of juvenile marine fishes into permanently open and seasonally open estuarine systems on the southern coast of South Africa.
- ³³⁸ Baran, E. (2000). Biodiversity of estuarine fish faunas in West Africa.

-
- ³³⁹ Albaret, J. J. (1999). Les peuplements des estuaires et des lagunes. *Les Poissons des Eaux Continentales Africaines*, Paris, IRD Editions, 355-379.
- ³⁴⁰ Ibañez, C. (1993). 'Dinàmica hidrològica i funcionament ecològic del tram estuari del Ebre', PhD Thesis, University of Barcelona.
- ³⁴¹ Lavin, M. F., & Sánchez, S. (1999). On how the Colorado River affected the hydrography of the Upper Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 19(12), 1545-1560.
- ³⁴² Lazure, P., & Paillet, J. (2012). Modification du régime de salinité. Sous-région marine Golfe de Gascogne. Evaluation initiale DCSMM.
- ³⁴³ Alcácer-Santos, C. Estimation et disposition des débits écologiques dans les cours d'eau méditerranéens. Delta de l'Ebre (Espagne) : liaisons entre le plan de gestion des zones humides et celui de gestion des bassins versants. UICN, pp. 16.
- ³⁴⁴ Guillén, J., & Palanques, A. (1997). A historical perspective of the morphological evolution in the lower Ebro river. *Environmental Geology*, 30(3-4), 174-180.
- ³⁴⁵ Sierra, J. P., Sánchez-Arcilla, A., Figueras, P. A., Gonzalez Del Rio, J., Rasmussen, E. K., & Mössö, C. (2004). Effects of discharge reductions on salt wedge dynamics of the Ebro River. *River Research and Applications*, 20(1), 61-77.
- ³⁴⁶ Le Dez, M., Sawtschuk, J., Bioret, F., Le Hir, P., & Walther, R. (2017). Anticiper les impacts du changement climatique dans un milieu naturel soumis à de fortes contraintes anthropiques: l'estuaire de la Loire. *Noréis. Environnement, aménagement, société*, (245), 15-28.
- ³⁴⁷ Marchand, J. (1993). The influence of seasonal salinity and turbidity maximum variations on the nursery function of the Loire estuary (France). *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27, 427-436.
- ³⁴⁸ Araujo, F. G., Bailey, R. G., & Williams, W. P. (1999). Spatial and temporal variations in fish populations in the upper Thames estuary. *Journal of Fish Biology*, 55(4), 836-853.
- ³⁴⁹ Pombo, L., Elliott, M., & Rebelo, J. E. (2005). Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Scientia marina*, 69(1), 143-159.
- ³⁵⁰ Wortmann, J., Hearne, J. W., & Adams, J. B. (1997). A mathematical model of an estuarine seagrass. *Ecological Modelling*, 98(2-3), 137-149.
- ³⁵¹ Riddin, T., & Adams, J. B. (2008). Influence of mouth status and water level on the macrophytes in a small temporarily open/closed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(1), 86-92.
- ³⁵² Gibson, R. N., Barnes, M., & Atkinson, R. J. A. (2002). Impact of changes in flow of freshwater on estuarine and open coastal habitats and the associated organisms. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review*, 40, 233.
- ³⁵³ Lirman, D., Deangelo, G., Serafy, J., Hazra, A., Smith Hazra, D., Herlan, J., ... & Clausing, R. (2008). Seasonal changes in the abundance and distribution of submerged aquatic vegetation in a highly managed coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 596, 105-120.
- ³⁵⁴ Genua-Olmedo, A., Alcaraz, C., Caiola, N., & Ibañez, C. (2016). Sea level rise impacts on rice production: The Ebro Delta as an example. *Science of The Total Environment*, 571, 1200-1210.
- ³⁵⁵ Walling, D. E., & Fang, D. (2003). Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and planetary change*, 39(1-2), 111-126.

-
- ³⁵⁶ Meybeck, M., & Ragu, A. (1997). *River discharges to the oceans: an assessment of suspended solids, major ions and nutrients* (Vol. 245). Nairobi, Kenya: UNEP.
- ³⁵⁷ Finlayson, M., Cruz, R. D., Davidson, N., Alder, J., Cork, S., De Groot, R. S., ... & Taylor, D. (2005). Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis.
- ³⁵⁸ Ibàñez, C., Prat, N., & Canicio, A. (1996). Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro river and its estuary. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(1), 51-62.
- ³⁵⁹ Aleem, A. A. (1972). Effect of river outflow management on marine life. *Marine Biology*, 15, 200-208.
- ³⁶⁰ Stanley, D. J. (1996). Nile delta: extreme case of sediment entrapment on a delta plain and consequent coastal land loss. *Marine Geology*, 129(3-4), 189-195.
- ³⁶¹ Stanley, D. J., & Warne, A. G. (1993). Nile Delta: recent geological evolution and human impact. *Science*, 260(5108), 628-634.
- ³⁶² Drinkwater, K. F., & Frank, K. T. (1994). Effects of river regulation and diversion on marine fish and invertebrates. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4(2), 135-151.
- ³⁶³ Newell, R. I. E., Marshall, N., Sasekumar, A., & Chong, V. C. (1995). Relative importance of benthic microalgae, phytoplankton, and mangroves as sources of nutrition for penaeid prawns and other coastal invertebrates from Malaysia. *Marine Biology*, 123, 595-606.
- ³⁶⁴ Loneragan, N. R., Bunn, S. E., & Kellaway, D. M. (1997). Are mangroves and seagrasses sources of organic carbon for penaeid prawns in a tropical Australian estuary? A multiple stable-isotope study. *Marine Biology*, 130, 289-300.
- ³⁶⁵ Le Pape, O., Modéran, J., Beaunée, G., Riera, P., Nicolas, D., Savoye, N., ... & Kostecki, C. (2013). Sources of organic matter for flatfish juveniles in coastal and estuarine nursery grounds: A meta-analysis for the common sole (*Solea solea*) in contrasted systems of Western Europe. *Journal of Sea Research*, 75, 85-95.
- ³⁶⁶ Darnaude, A. M., Salen-Picard, C., Polunin, N. V., & Harmelin-Vivien, M. L. (2004). Trophodynamic linkage between river runoff and coastal fishery yield elucidated by stable isotope data in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oecologia*, 138, 325-332.
- ³⁶⁷ Kostecki, C., Le Loc'h, F., Roussel, J. M., Desroy, N., Huteau, D., Riera, P., ... & Le Pape, O. (2010). Dynamics of an estuarine nursery ground: the spatio-temporal relationship between the river flow and the food web of the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) as revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Sea Research*, 64(1-2), 54-60.
- ³⁶⁸ Darnaude, A. (2003). *Apports fluviaux en zone côtière et réseaux trophiques marins benthiques : Transfert de matière organique particulaire terrigène jusqu'aux poissons plats au large du Rhône* (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 2).
- ³⁶⁹ Darnaude, A. M., Salen-Picard, C., Polunin, N. V., & Harmelin-Vivien, M. L. (2004). Trophodynamic linkage between river runoff and coastal fishery yield elucidated by stable isotope data in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oecologia*, 138, 325-332.
- ³⁷⁰ Gillson, J. (2011). Freshwater flow and fisheries production in estuarine and coastal systems: where a drop of rain is not lost. *Reviews in Fisheries Science*, 19(3), 168-186.
- ³⁷¹ Broadley, A., Stewart-Koster, B., Burford, M. A., & Brown, C. J. (2022). A global review of the critical link between river flows and productivity in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 32(3), 805-825.
- ³⁷² Romana, L. A. (1994). Les grands estuaires français. *Equinoxe: les ressources vivantes de la mer et de l'environnement littoral*, (47-48), 38-42.

³⁷³ Guerault, D., Desaunay, Y., & Beillois, P. (1993). La pêche professionnelle des poissons migrateurs dans l'estuaire de la Loire en 1989.

³⁷⁴ Cuinat, R. (1993). Une nouvelle menace pour le Saumon sur le Bassin de la Loire: la chenalisation de l'estuaire. *La Houille Blanche*, (1), 59-66.

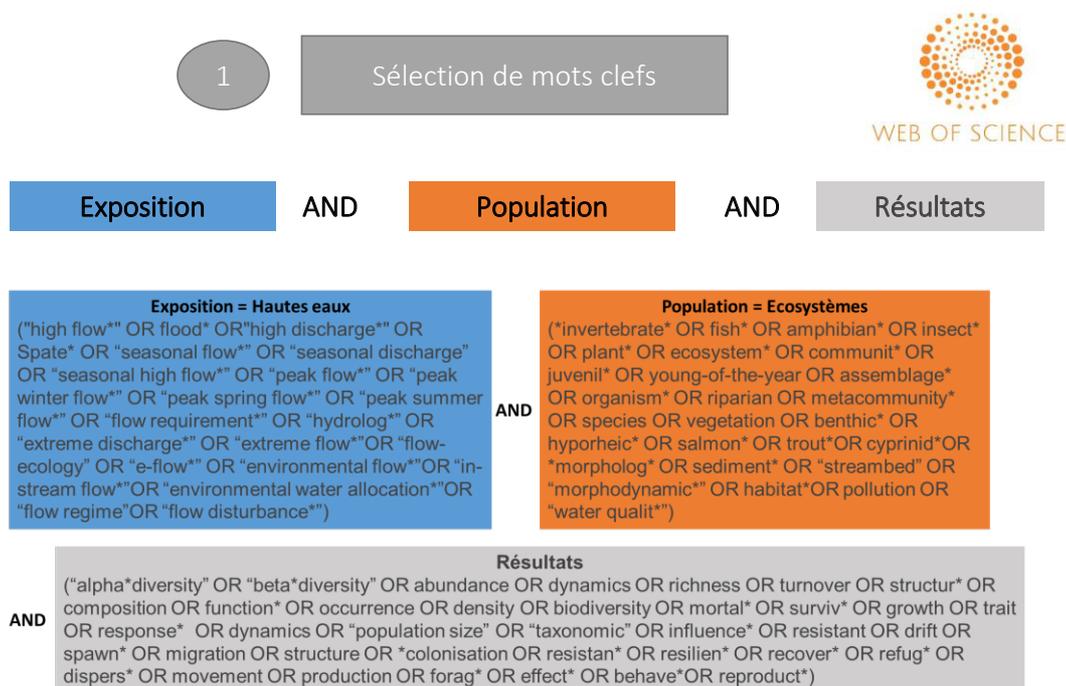
³⁷⁵ Kouzana, L., Ben Mammou, A., & Gaaloul, N. (2007). Intrusion marine et salinisation des eaux d'une nappe phréatique côtière (Korba, Cap-Bon, Tunisie). *Geo-Eco-Trop*, 31, 57-70.

³⁷⁶ Anderson, F. and Al-Thani, N. (2016) Effect of Sea Level Rise and Groundwater Withdrawal on Seawater Intrusion in the Gulf Coast Aquifer: Implications for Agriculture. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4, 116-124. doi: [10.4236/gep.2016.44015](https://doi.org/10.4236/gep.2016.44015).

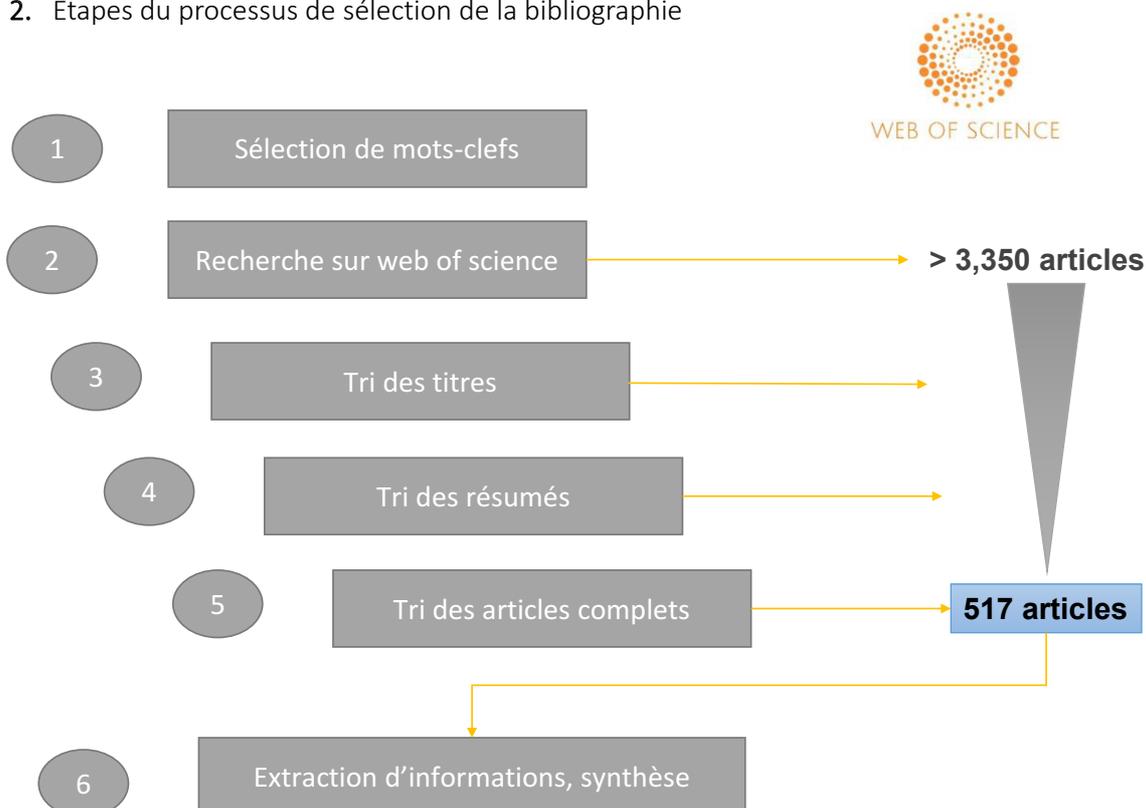
8. Annexe

Requête utilisée et méthodologie de sélection des références bibliographiques :

1. Revue systématique de la bibliographie : requête utilisée



2. Etapes du processus de sélection de la bibliographie



Action OFB Hautes Eaux 2022-2023

Volet Hydrologie

*Flora Branger, Eric Sauquet, Sébastien Pouchoulin, Nicolas Lamouroux – IN-
RAE, RIVERLY*

Jérôme Molénat – INRAE, LISAH

Septembre 2023

Table des matières

1 Introduction.....	8
1.1 Contexte : les retenues agricoles.....	8
1.2 Objectif et méthodologie générale de l'étude hydrologique.....	8
1.3 Retour d'expérience : l'exemple du SDAGE Loire-Bretagne.....	9
2 Méthodes.....	10
2.1 Liste des stations référence.....	10
2.2 Indicateurs d'impact des prélèvements.....	12
2.2.1 Indicateurs de volume.....	12
2.2.2 Indicateurs écologiques.....	13
2.2.3 Comparaison avec les volumes prélevés pour l'irrigation issus de la BNPE.....	15
3 Résultats.....	16
3.1 Indicateurs de volume potentiellement prélevé.....	16
3.2 Indicateurs écologiques.....	20
3.2.1 Quantile de débit Q10.....	20
3.2.2 Crue annuelle.....	24
3.2.3 Débit critique de mise en mouvement des sédiments.....	26
3.3 Comparaison avec les prélèvements BNPE.....	27
4 Conclusion et perspectives.....	29
Références.....	32
Annexes.....	34
1 Influence de la valeur de seuil haute pour la limitation des prélèvements.....	34
2 Calcul du débit critique Q_{crit}	36
3 Exemples de résultats pour différents régimes hydrologiques.....	38
Régime pluvial modérément contrasté : le Madon à Mirecourt (E6456510, régime 3).....	39
Régime pluvial contrasté : l'Yzeron à Francheville [Taffignon] (V3015020, régime 5).....	40
Régime pluvial contrasté : le Jauron à Beauregard-L'évêque [Saint Aventin] (K2714010, régime 6)	41
Régime pluvio-nival : le Vecchio à Venaco [Pont de Noceta] (Y9025010, régime 7).....	42

Index des figures

Figure 1 : Répartition des stations de la liste Explore 2 et régime hydrologique associé (la distance entre les coefficients mensuels CM de ces hydrogrammes et ceux aux stations de référence permet de placer les stations dans la classification ; CM est le rapport du débit mensuel moyen divisé par le débit annuel moyen).....	11
---	----

Figure 2: Cartes des indicateurs moyens par an pour le scénario du SDAGE Loire-Bretagne (volumes potentiellement prélevés et nombre de jours potentiels de prélèvement) sur les 531 stations.....	17
Figure 3: Impact des prélèvements sur les indicateurs de volume selon le régime hydrologique.....	19
Figure 4: Carte de l'indicateur NP (nombre de jours <i>potentiels de prélèvement</i>) sur l'année la plus sèche de chaque station (période 1976-2019).....	20
Figure 5: Impact des prélèvements sur les valeurs de Q10.....	21
Figure 6: Impact des prélèvements sur les dépassements de Q10.....	22
Figure 7: Impact des prélèvements selon le régime hydrologique.....	22
Figure 8: Perte moyenne du nombre de jours pour lesquels $Q > Q_{crit}$ [jours].....	27
Figure 9: Volumes annuels médians prélevés pour l'irrigation, déclarés dans la BNPE (milliers de m ³).	28
Figure 10: Ratio entre les prélèvements moyens potentiels selon le scénario SDAGE Loire Bretagne et les volumes médians annuels prélevés pour l'irrigation déclarés dans la BNPE.....	29
Figure 11 : <i>Rapport entre le débit critique de mise en mouvement calculé et le module interannuel pour chaque station de l'échantillon, en fonction de la pente du tronçon</i>	37
Figure 12 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station E6456510 (<i>Madon à Mirecourt</i>).....	39
Figure 13 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station V3015020 (<i>Yzeron à Francheville</i>).....	40
Figure 14 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station K2714010 (<i>Jauron à Beauregard-L'évêque</i>).....	41
Figure 15 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station Y9025010 (<i>Vecchio à Venaco</i>).....	42

Index des tableaux

Tableau 1: Indicateurs liés aux volumes prélevés.....	13
Tableau 2: Indicateurs écologiques.....	15
Tableau 3: Valeurs des indicateurs événementiels pour les débits $Q > Q_{10}$: nombre moyen de jours par an, nombre moyen d'événements par an, durée maximale des événements, pour plusieurs ensembles de stations et périodes. Les résultats sont présentés sous forme de statistique : médiane [min ; max]. Régimes 1 à 4 = pluviaux modérément contrastés ; 5-6 = pluviaux contrastés ; 7 = pluvio-nival.....	24
Tableau 4: Valeurs des indicateurs événementiels pour les débits $Q > Q_{JXA1}$: nombre moyen de jours par an, nombre moyen d'événements par an, durée maximale des événements, pour plusieurs ensembles de stations et périodes. Les résultats sont présentés sous forme de statistique : médiane	

[min ; max]. Régimes 1 à 4 = pluviaux modérément contrastés ; 5-6 = pluviaux contrastés ; 7 = pluvio-nival.....25

Tableau 5: Valeurs des indicateurs événementiels pour les débits $Q > Q_{crit}$: nombre moyen de jours par an, nombre moyen d'événements par an, durée maximale des événements, pour plusieurs ensembles de stations. Les résultats sont présentés sous forme de statistique : médiane [min ; max]...26

Tableau 6: Influence de la valeur seuil sur les statistiques des volumes potentiellement prélevés et du nombre de jours potentiels de prélèvement sur les 531 stations.....35

1 Introduction

1.1 Contexte : les retenues agricoles

La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) de 2006 met en avant la menace d'une tension réelle et durable sur la ressource en eau. La politique nationale de l'eau prévoit notamment un dispositif destiné à instaurer une gestion collective équilibrée de la ressource en eau à l'échelle des territoires par la définition de « volumes prélevables », tout en programmant sur le long terme une baisse des prélèvements autorisés pour un retour ou un maintien durable de l'équilibre entre ressources et besoins. Toutefois, en période d'étiage, la quantité d'eau disponible ne permet pas toujours de faire face aux demandes, notamment en termes d'irrigation agricole. Une des solutions avancées pour remédier à ce problème est de développer la construction de retenues, remplies hors période d'étiage, afin de stocker l'eau et de l'utiliser lorsque la ressource est limitée.

Le remplissage d'une retenue peut se faire soit à partir des eaux de surface (dérivation ou pompage dans un cours d'eau, captage de ruissellement de surface sur les versants), soit à partir des eaux souterraines (par pompage).

1.2 Objectif et méthodologie générale de l'étude hydrologique

L'étude générale a pour objectif de mieux cerner l'impact des prélèvements d'eau en cours d'eau hors période de basses eaux. Il s'agit de contribuer à quantifier les impacts écohydrologiques des prélèvements de hautes eaux sur les écosystèmes aquatiques, (1) en identifiant des indicateurs écohydrologiques (c'est-à-dire des variables hydrologiques qui structurent la qualité de l'habitat des organismes ou le fonctionnement écologique) adaptés à l'étude de ces impacts, et (2) en estimant comment ces indicateurs seraient affectés par des scénarios de prélèvements directs, en rivière.

Ce second volet présente les méthodes et résultats sur les altérations des indicateurs écohydrologiques proposés par le premier volet. Le scénario de prélèvement qui a été appliqué est un scénario inspiré des dispositions du SDAGE Loire-Bretagne. Dans le reste du document on parlera par simplification du scénario Loire-Bretagne. Il est explicité dans la section suivante. La méthodologie que nous avons mise en œuvre consiste à appliquer le scénario de prélèvement hivernal directement sur la chronique de débit à la station exutoire d'un bassin versant. Ce prélèvement scénarisé est considéré comme la résultante de tous les prélèvements réalisés dans le bassin versant, quel que soit leur type (surface ou souterrain) et leur localisation. Cette méthode simplifiée a l'avantage de nécessiter peu de données (uniquement les chroniques de débits aux exutoires des bassins versants considérés) et donc d'être applicable à l'échelle du territoire national. Elle restreint par contre le périmètre d'analyse des impacts en ne considérant que l'impact à l'exutoire, sans aborder la question de l'effet de prélèvements le long du linéaire hydrographique (les impacts locaux – au droit du prélèvement, pouvant être plus importants qu'à l'exutoire), ni les processus physiques qui peuvent conduire à des décalages temporels entre les prélèvements dans le bassin et leur effet à l'exutoire (comme par exemple

des prélèvements hivernaux dans la nappe dont l'effet sur le cours d'eau – baisse du soutien d'étiage par exemple – est décalé dans le temps).

Enfin, nous avons considéré uniquement les prélèvements hivernaux définis selon le scénario du SDAGE Loire-Bretagne, et pas les prélèvements estivaux qui peuvent avoir lieu par ailleurs sur le bassin versant.

1.3 Retour d'expérience : l'exemple du SDAGE Loire-Bretagne

Du fait d'un manque de connaissances sur les impacts cumulés des prélèvements en hautes eaux, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de réglementation cadre ou de recommandations nationales concernant l'encadrement de ce type de prélèvements. Cependant, des règles existent déjà dans certains bassins français. En particulier, le SDAGE Loire-Bretagne 2022-2027 (SDAGE 2022) contient plusieurs dispositions pour cadrer les prélèvements hors période d'étiage. La disposition 7D-4 précise :

- 1 La période de prélèvement est définie des mois de novembre à mars inclus (ce qui correspond à la période de hautes eaux pour la plupart des rivières concernées par le SDAGE, comme on le verra en partie 3.1) ;
- 2 Le cumul de tous les prélèvements journaliers faisant l'objet d'autorisation sur un bassin ou sous-bassin, ne doit pas excéder un cinquième du module interannuel m du cours d'eau (soit un prélèvement de maximum $0.2m$) à l'exutoire de ce sous-bassin, tout en garantissant un débit minimal journalier correspondant à m , soit :
 - Si $Q > 1.2m$, le prélèvement est de $0.2m$;
 - Si $m < Q < 1.2m$, le prélèvement est de $Q-m$;
 - Si $Q < m$, il n'y a pas de prélèvement.
- 3 Dans le cas des rivières à régime pluvial fortement contrasté, dont le débit moyen mensuel excède 2.5 fois le module, le prélèvement peut être porté à $0.4m$. Dans certains cas de régimes extrêmement contrastés, on peut même effectuer une dérogation pour porter le prélèvement à $0.6m$.

Cette règle étant la seule formalisée à ce jour sur une large échelle, l'objectif du travail présenté ici est d'étudier le scénario de son application généralisée à l'ensemble du territoire de France hexagonale, de façon à estimer son impact. Nous avons considéré uniquement les prélèvements de $0.2m$.

Nous avons également introduit un critère supplémentaire, de limitation technique du prélèvement en cas de trop fort débit. En particulier, lors d'une crue, la forte turbidité de l'eau, le transport de macro-objets (bois mort par exemple), rendent la qualité de l'eau peu intéressante, en plus de rendre le prélèvement difficile, voire impossible. Nous avons donc défini un seuil de débit au-delà duquel il n'y aurait pas de prélèvement. Une analyse de sensibilité des résultats selon la valeur seuil choisie est présentée en Annexe 1. Ces résultats montrent que le choix d'un seuil plus restrictif limite certes les volumes potentiellement prélevés, mais ceux-ci

restent néanmoins assez proches de prélèvements potentiels en l'absence de seuil. C'est la crue biennale (*QJXA2*) qui est utilisée comme seuil dans la suite de l'étude.

2 Méthodes

2.1 Liste des stations référence

Afin d'avoir une gamme de bassins versants aussi large et variée que possible, l'étude s'appuie sur le jeu de 611 stations hydrométriques retenues par le projet Explore2 porté par INRAE (Sauquet et al., 2022). Ce projet a pour objectif, d'ici 2024, d'actualiser les connaissances sur l'impact du changement climatique sur l'hydrologie à partir des dernières publications du GIEC, mais aussi d'accompagner les acteurs des territoires dans la compréhension et l'utilisation de ces résultats pour adapter leurs stratégies de gestion de la ressource en eau. Dans ce cadre, des stations hydrométriques peu influencées par les usages anthropiques ou ayant fait l'objet de reconstitution/renaturation ont été choisies pour examiner la capacité des modèles hydrologiques à reproduire l'hydrologie naturelle. Les données ont été expertisées au pas de temps journalier sur la période 1976-2019 (Strohmenger et al., 2023). Ce sont ces données qui seront la base de cette étude. Les stations, ainsi que le régime hydrologique de chacune d'entre elles, sont présentées sur la carte ci-dessous (Figure 1). Les régimes hydrologiques sont définis selon la typologie de Sauquet et al. (2008). De 1 à 6 sont classés les régimes pluviaux, du plus faible contraste entre l'été et l'hiver au plus fort contraste. De 7 à 12 sont classés les régimes avec une influence de la fonte des neiges voire des glaciers, de la plus faible (7 : pluvio-nival) à la plus forte (12 : nivo-glaciaire). Tous les bassins avec une fraction neigeuse de précipitation supérieure (resp. inférieure) à 9% sont placés dans une des catégories 7 à 12 (resp. 1 à 6) sur le principe de similitude aux hydrogrammes types.

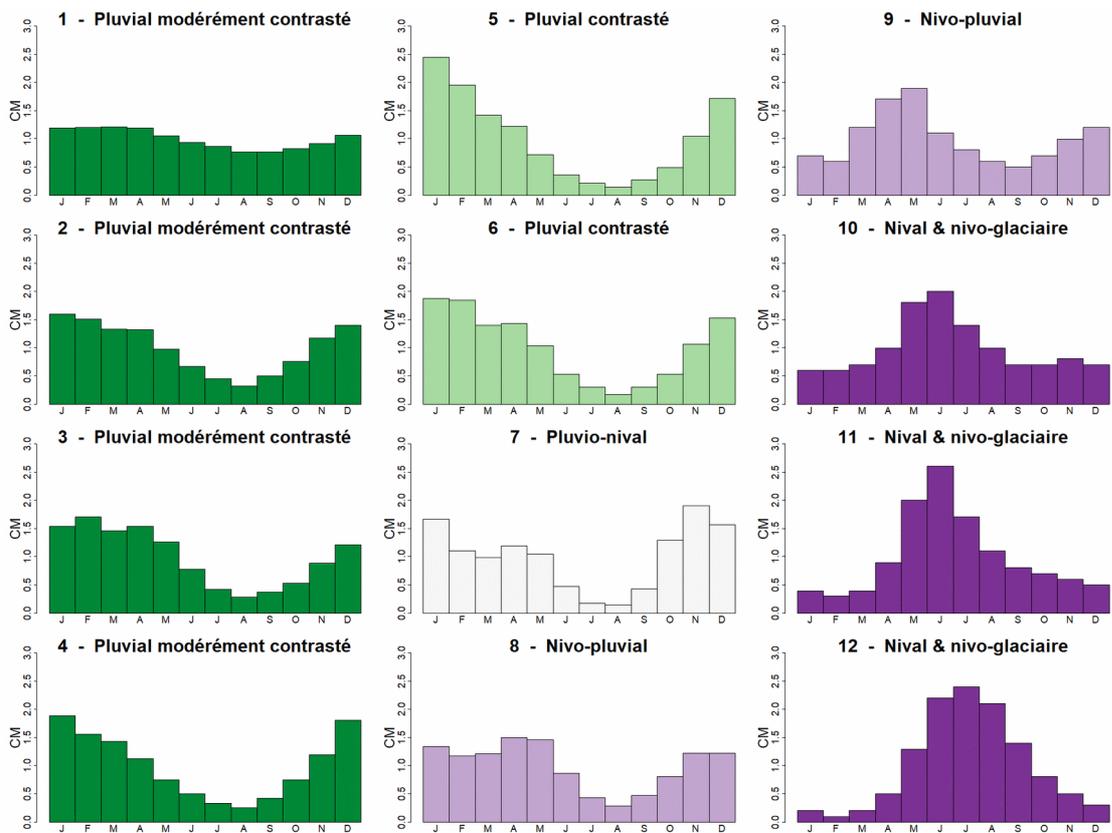
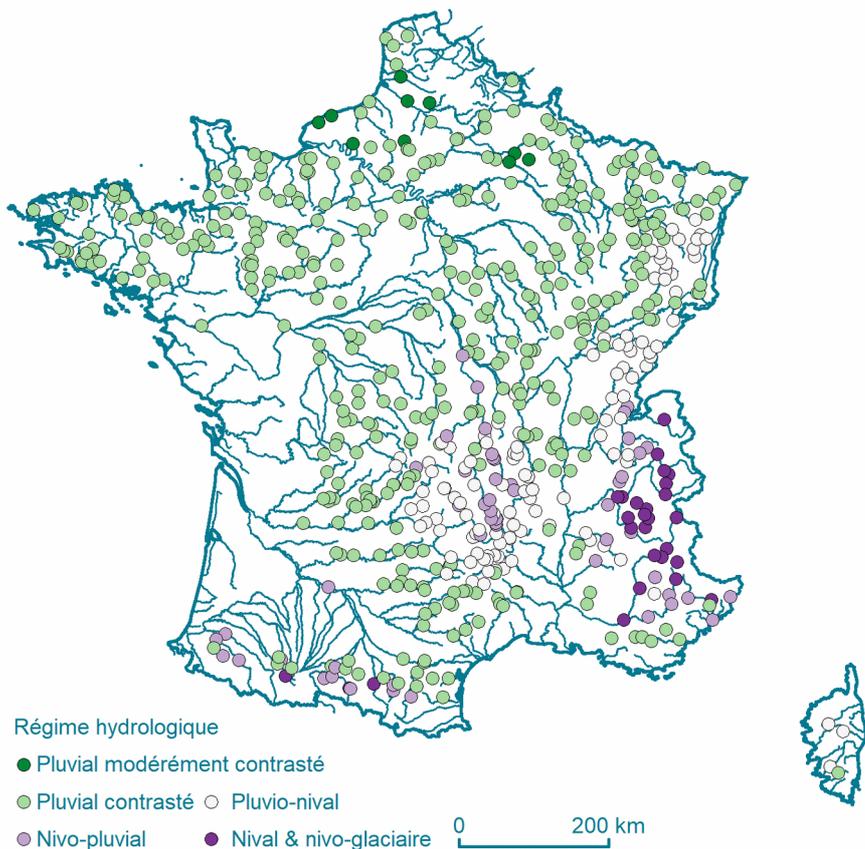


Figure 1 : Répartition des stations de la liste Explore 2 et régime hydrologique associé (la distance entre les coefficients mensuels CM de ces hydrogrammes et ceux aux stations de référence permet de placer les stations dans la classification ; CM est le rapport du débit mensuel moyen divisé par le débit annuel moyen)

Les bassins versants relatifs à ces stations sont de taille modérée (supérieure à 64 km² en cohérence avec la résolution des données climatiques du projet Explore2) ; la médiane des surfaces des bassins versants sélectionnées est de 249 km², et le plus grand s'étend sur 111 570 km² (la Loire à son exutoire). 182 stations sont situées sous la juridiction du SDAGE Loire-Bretagne, et, parmi elles, une majorité se trouve sur des rivières à régime pluvial soit modérément soit fortement contrasté. La période de hautes eaux pour ces régimes est effectivement en hiver, de novembre à mars. Cinq stations présentent un débit mensuel moyen excédant 2.5 fois le module et pourraient être concernés par une dérogation permettant un prélèvement jusqu'à 0.4 m.

Enfin, les régimes avec une influence de la neige (faiblement à fortement) sont ceux alimentés par des écoulements en provenance des massifs montagneux. Lorsque l'influence de la neige est dominante (au cœur des Alpes et des Pyrénées), les hautes eaux s'observent au printemps et en été. Dans la suite de l'étude, nous excluons des analyses les bassins versants à dominante nivale (type 8 à 12). Le jeu de données comporte finalement 531 stations.

Nous avons utilisé des débits journaliers sur la période 1976-2019. Contrairement à des débits moyens mensuels par construction beaucoup plus lissés, des débits moyens journaliers permettent de mieux prendre en compte la variabilité hydrologique pendant la période hivernale et d'avoir une estimation plus réaliste des volumes potentiellement prélevables selon le scénario Loire-Bretagne.

Par contre, nous avons considéré les stations comme indépendantes les unes des autres, et donc pas pris en compte le cumul éventuel des prélèvements du fait de l'emboîtement des bassins versants les uns dans les autres. C'est une autre limite de notre méthode.

2.2 Indicateurs d'impact des prélèvements

Afin de mieux connaître ces prélèvements potentiels et leurs impacts, nous avons défini 3 familles d'indicateurs s'appuyant sur le débit en rivière :

- des indicateurs quantitatifs de volume potentiellement prélevé. Ils permettent d'établir des ordres de grandeurs de ces volumes et de les comparer à la quantité d'eau disponible dans les cours d'eau à différentes périodes de l'année ;
- des indicateurs d'impact écologique, non exhaustifs et choisis pour l'exercice. Il s'agit de valeur de débit identifiées comme correspondant à des fonctionnalités écologiques spécifiques – voir la notion de débits écologiques, Lamouroux et al., 2018. Ils sont en partie issus du travail bibliographique mené dans le premier volet ;
- des indicateurs de mise en perspective des volumes prélevés par rapport aux besoins agricoles, utilisant les volumes prélevés pour l'irrigation déclarés dans la banque nationale des prélèvements en eau (BNPE).

2.2.1 Indicateurs de volume

Le volume potentiellement prélevé selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne est calculé pour chaque station selon les règles décrites en 1.3. Les indicateurs retenus sont décrits dans

le Tableau 1. Le volume potentiellement prélevé en m³ (VP) est rapporté au volume écoulé annuel (PPA), au volume écoulé estival (PPE), ou à la surface du bassin versant (LP) pour être plus facilement interprétable. Le nombre de jours potentiels de prélèvement (NP) est également calculé. L'intérêt de l'indicateur de volume rapporté au volume écoulé estival (PPE) est de mettre le volume potentiellement prélevé en regard de l'hydrologie pendant la période où ont lieu habituellement les prélèvements à l'heure actuelle.

En fonction des conditions hydrologiques, les valeurs de ces indicateurs varient d'une année sur l'autre et bien sûr d'une station à l'autre. Les indicateurs ont été calculés en moyenne temporelle sur toute la période d'étude pour chaque station. Les résultats sont présentés sous forme de moyenne sur l'ensemble des stations, avec le cas échéant des statistiques complémentaires (médiane, minimum, maximum).

Indicateur	Volume prélevé (VP)	Volume prélevé rapporté au volume écoulé annuel (PPA)	Volume prélevé rapporté au volume écoulé estival (PPE)	Lame d'eau prélevée (LP)	Nombre de jours de prélèvements (NP)
Unité	m ³	%	%	mm	jour
Modalité de calcul		Le volume écoulé annuel est calculé à partir du module sans prélèvement	Le volume écoulé estival est le volume moyen écoulé en juin, juillet et août sans prélèvement	Le volume prélevé VP est divisé par la surface drainée du bassin versant	

Tableau 1: Indicateurs liés aux volumes prélevés

2.2.2 Indicateurs écologiques

A partir du quantile de débit Q10 :

Le quantile de débit Q10 est défini comme la valeur de débit dépassée 10 % de la période considérée. Il correspond à un fort débit de la rivière, mais qui ne correspond pas non plus à une crue exceptionnelle (il est dépassé 36 jours par an en moyenne). Il a une signification écologique importante, car est considéré par exemple comme une valeur à atteindre pour déclencher la migration ou la reproduction de certaines espèces de poissons ou d'invertébrés (cf. volet 1 de l'étude). Au-delà de la valeur du Q10, son occurrence est également un paramètre écologiquement important.

On calcule deux indicateurs statistiques généraux (altération de valeur et d'occurrence), et des indicateurs événementiels (un événement est défini comme étant une période consécutive de jours où le débit concerné est continûment dépassé ; un événement débute et s'achève respectivement quand le débit franchit le seuil Q10 et repasse sous Q10). En effet, le nombre et la durée des événements au-dessus du Q10 peuvent être des éléments importants, en tant que déclencheurs de migration, d'amélioration de la qualité de l'habitat de reproduction, ou de début de mise en connexion d'annexes fluviales. Sur les cours d'eau salmonicoles, la période à viser est Novembre-Décembre pour le déclenchement des migrations, et Janvier-Mars pour la qua-

lité de l'habitat. Sur les cours d'eau cyprinicoles, c'est plutôt la période Février-Avril qui est à privilégier (connectivité des annexes, ponte du brochet par exemple). Au total, les indicateurs sont au nombre de 13:

- Altération de valeur : modification de la valeur du Q10 entre son calcul sur la série de débit hors prélèvement (année complète), et sur la série de débit amputée des prélèvements (année complète) (1 indicateur)
- Altération d'occurrence : différence entre le nombre de jours où $Q > Q_{10}$ sans et avec prélèvements, sur les périodes Novembre-Décembre, Janvier-Mars, Février-Avril, et toute la période hautes eaux, et ramenée en jours / an (4 indicateurs)
- Altération du nombre d'événements sur les périodes Novembre-Décembre, Janvier-Mars, Février-Avril et toute la période hautes eaux : différence entre le nombre d'événements où $Q > Q_{10}$ sans et avec prélèvements, ramenée en jours/an (4 indicateurs)
- Altération de la durée maximale des événements sur les périodes Novembre-Décembre, Janvier-Mars, Février-Avril et toute la période hautes eaux : différence entre la durée sans et avec prélèvements en jours (4 indicateurs).

A partir de la crue annuelle Q_{JXA1} :

D'un point de vue écologique, la crue annuelle (ou quantile de crue journalier de période de retour de 1 an) Q_{JXA1} correspond fréquemment à des processus de décolmatage et/ou de décapage du substrat, et/ou au tout début d'érosion de certains bancs de galets et de la végétation pionnière (Loire et al., 2021). On s'intéresse donc aussi à l'évolution du nombre de jours au-dessus de Q_{JXA1} , au nombre d'événements et à la durée maximale des événements, sur deux périodes : Novembre-Décembre et toute la période de hautes eaux. La valeur de la crue de période de retour 1 an est donnée par le quantile de débit journalier de période de retour 1 an (Q_{JXA1}) obtenu par application de la loi exponentielle à un échantillonnage sup-seuil (avec un événement en moyenne par an) (Lang et al., 1999). On aboutit donc au final à 4 indicateurs.

A partir du débit critique de mise en mouvement des sédiments Q_{crit}

Il peut être également pertinent de quantifier plus précisément une autre métrique des débits fonctionnels de décolmatage, à partir d'un calcul selon le fonctionnement hydraulique du cours d'eau. On peut pour cela se baser sur des formules théoriques de calcul du débit critique de mise en mouvement des particules (formule de Shields, 1936) et des équations de géométrie hydraulique. Ces formules aboutissent à des résultats assez imprécis mais permettent une première approche illustrative. Nous avons estimé un débit critique Q_{crit} qui mettrait en mouvement des particules de 0.02 m (choix subjectif, mais que l'on peut considérer comme décolmatant dans des cours d'eau à graviers-galets). Les détails du calcul sont présentés en Annexe 2.

Pour Q_{crit} on cherche à relever l'altération d'occurrence (nombre de jours où $Q > Q_{crit}$ sans et avec prélèvements), l'altération du nombre d'événements (différence entre le nombre d'événements où $Q > Q_{crit}$ sans et avec prélèvements) et l'altération de la durée maximale des événe-

ments (différence entre la durée sans et avec prélèvements). Ce calcul est réalisé pour l'ensemble de la période hautes eaux.

L'ensemble des indicateurs d'impact écologique et leurs périodes d'intérêt sont résumés dans le Tableau 2. Tous les indicateurs jugés pertinents d'un point de vue écologique sont calculés, indépendamment du contexte biologique (ex : zone salmonicole ou cyprinicole des rivières examinées), qui sera à considérer par les experts dans des études locales plus spécifiques.

	<i>Salmonicole</i>		<i>Cyprinicole</i>	Période hautes eaux
	Novembre-Décembre	Janvier-Mars	Février-Avril	
Q10				
Altération de valeur Q10 [%]				X
Nombre moyen de jours avec Q>Q10 par an [jours/an]	X	X	X	X
Nombre moyen d'événements avec Q>Q10 par an [-/an]	X	X	X	X
Durée max. des événements Q>Q10 [jours]	X	X	X	X
QJXA1				
Nombre moyen de jours avec Q>QJXA1 par an [jours/an]	X			X
Nombre moyen d'événements avec Q> QJXA1 par an [-/an]				X
Durée max. des événements Q> QJXA1 [jours]	X			X
Q_{crit}				
Nombre moyen de jours avec Q>Q _{crit} par an [jours]				X
Nombre moyen d'événements avec Q> Q _{crit} par an [-/an]				X
Durée max. des événements Q> Q _{crit} [jours]				X

Tableau 2: Indicateurs écologiques

2.2.3 Comparaison avec les volumes prélevés pour l'irrigation issus de la BNPE

La banque nationale des prélèvements en eau (BNPE ; <https://bnpe.eaufrance.fr/>) est l'outil national dédié à la diffusion des volumes annuels prélevés déclarés par les usagers, sur l'ensemble des points de prélèvement et pour différentes catégories d'usages de l'eau, en France hexagonale et dans les départements d'outre-mer, sur la base des redevances perçues par les agences et les offices de l'eau. Les prélèvements soumis à redevance sont les volumes annuels supérieurs à 10 000 m³ et réduits à 7000 m³ pour les prélèvements en zones de répartition des eaux (ZRE), c'est-à-dire les territoires en déficit hydrique. Les prélèvements inférieurs à ces volumes ne sont donc pas connus, ni les pertes par évaporation des plans d'eau. De plus, certains usages ne sont pas soumis à redevance, c'est le cas notamment des prélèvements domestiques, de la géothermie et de l'abreuvement des animaux. Les premières données disponibles sont celles de l'année 2008 et les dernières données sont diffusés avec un délai de deux ans, dans le cadre de cette étude, il s'agit de 2020. Ce délai de deux ans s'explique par le fait qu'il existe un délai de réclamation des préleveurs auprès des administrations.

La BNPE distingue les prélèvements en surface et les prélèvements souterrains, ainsi que les catégories d'usages Energie, Eau turbinée, Canaux, Eau potable, Industrie (hors énergie et irrigation), et Irrigation. Les volumes prélevés en hiver et stockés dans les retenues peuvent éventuellement être comptabilisés non pas lorsque l'eau est prélevée dans les cours d'eau ou la nappe, mais lorsqu'elle est prélevée depuis la retenue, en été. Toutefois, les petits volumes n'étant pas pris en compte, et les prélèvements depuis les retenues n'étant pas distingués des autres prélèvements de surface, on peut considérer que la BNPE ne fournit pas d'information fiable sur les volumes actuellement prélevés et stockés dans les retenues agricoles.

Le calcul des volumes prélevés sur les bassins versants de notre jeu de stations de référence a été réalisé en cumulant pour chaque année les volumes déclarés pour l'usage irrigation, pour tous les points de prélèvement (en surface et souterrains) localisés à l'intérieur des bassins versants des stations. Le volume cumulé médian a été choisi comme statistique représentative. Ce travail a été réalisé dans le cadre de la qualification des stations pour le projet Explore 2 (Sauquet et al., 2022). Il s'agit d'une estimation relativement grossière, car comme dit plus haut les prélèvements non soumis à redevance ne sont pas pris en compte, pas plus que le cas spécifique des prélèvements en hautes eaux, mais cette estimation permet d'avoir les ordres de grandeur, qui peuvent être comparés aux volumes potentiellement prélevés selon le scénario du SDAGE Loire-Bretagne.

3 Résultats

3.1 Indicateurs de volume potentiellement prélevé

Les volumes potentiellement prélevés selon le scénario du SDAGE Loire-Bretagne exprimés en m³ (VP) sont sans surprise fortement corrélés aux surfaces des bassins versants (coefficient de détermination de l'ordre de 0.96). L'effet taille est le facteur principal contrôlant la variabilité des valeurs des VP. Présentée sur une carte, cette variable est peu structurée étant donnée la forte disparité des tailles de bassins versants étudiés ; elle n'est donc pas présentée. La majorité des valeurs se situe entre 10⁶ et 10⁷ m³ par bassin versant. Attention ces volumes ne sont

pas cumulables : il n'est pas possible d'en déduire un volume total à l'échelle de la France, notamment parce que les bassins versants sont emboîtés les uns dans les autres, ce qui n'est pas pris en compte dans notre calcul. Les autres variables sont moins sensibles à l'effet d'échelle porté par le bassin versant et sont représentées dans les cartes de la Figure 2.

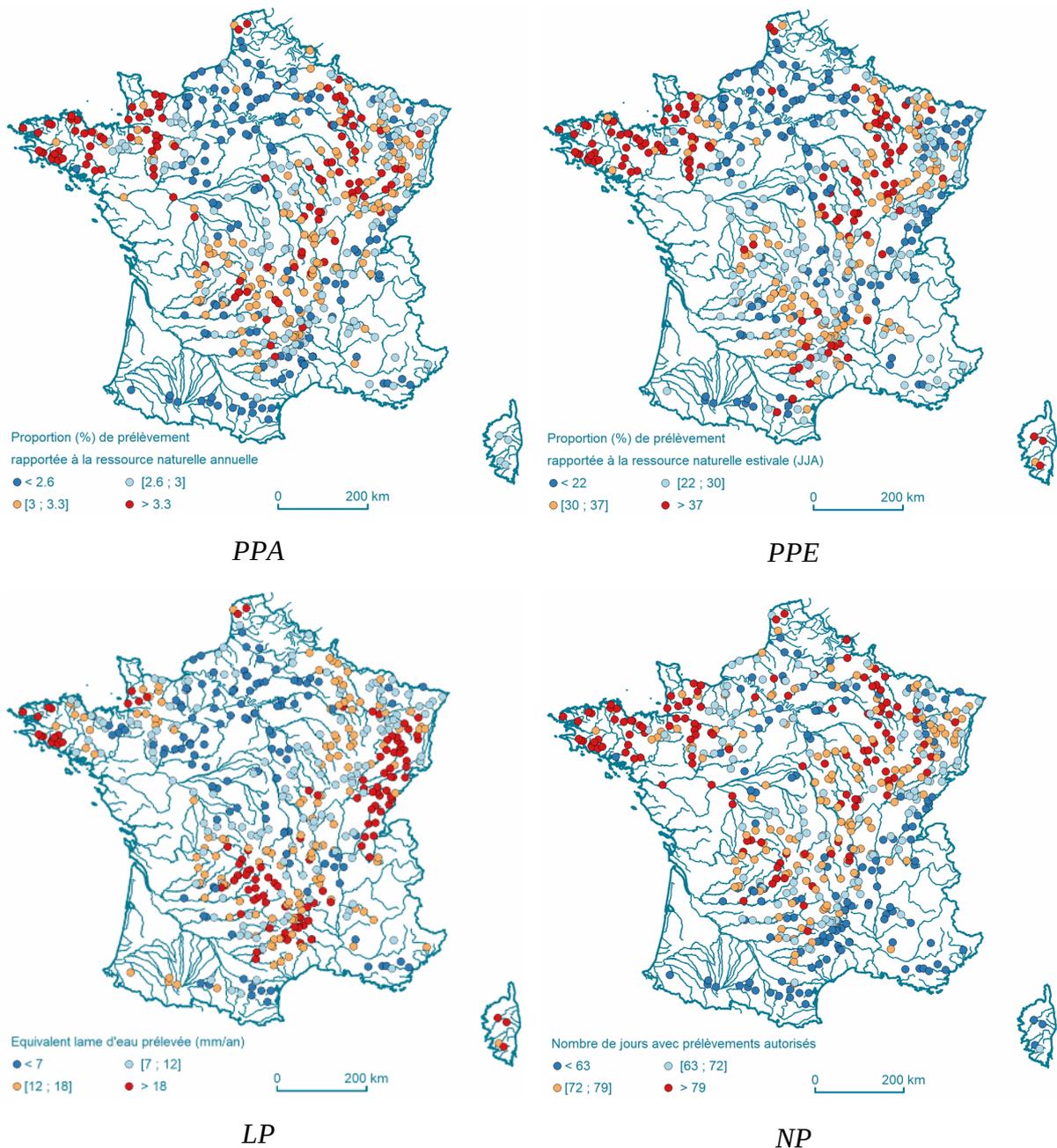


Figure 2: Cartes des indicateurs moyens par an pour le scénario du SDAGE Loire-Bretagne (volumes potentiellement prélevés et nombre de jours potentiels de prélèvement) sur les 531 stations.

La région Bretagne et le Bassin Parisien se distinguent sur chacune des cartes (Figure 2) : les proportions *PPE* et *PPA*, le nombre de jours potentiels de prélèvement *NP* sont parmi les plus élevés (dans le quart supérieur) sur la Bretagne tandis que ces indicateurs prennent des valeurs faibles sur le Bassin Parisien. Il faut noter que le sud de la France concentre les bassins avec

les nombres de jours potentiels de prélèvement les plus faibles (dans le quart inférieur). Il y a peu de bassins dans le Sud-Ouest du fait des critères de sélection des stations (caractère non-influencé notamment).

Notons que la proportion de volume potentiellement prélevé rapportée au volume écoulé annuel (*PPA*) est très peu variable entre stations (de 1.2 à 4.2 %). La majorité des stations ont une proportion de volume potentiellement prélevé *PPA* autour de 3 %. Ce chiffre peut paraître faible, mais il est néanmoins significatif. Un calcul plus approfondi sur la station de l'Yzeron à Francheville (V3015020) montre que le volume potentiellement prélevé tel que présenté en Figure 2 (volume moyen annuel) correspond au volume cumulé des crues de printemps (défini comme la somme des volumes journaliers au-delà du module pour les jours où $Q > Q_{10}$, sur les mois de mars, avril et mai) pour près de 40 % des années. Le volume potentiellement prélevé rapporté au volume écoulé estival est plus important d'un facteur 10, et présente une disparité est plus importante entre stations (compris entre 22 et 50 % avec une moyenne à 32 %). Le volume potentiellement prélevé rapporté au volume écoulé pendant la période de hautes eaux (soit en hiver) n'a pas été calculé, mais étant donné que le volume écoulé en été représente en moyenne sur nos stations 10 % du volume annuel total (minimum 7.9 % et maximum 13.6%), il est vraisemblablement très proche du volume rapporté à l'écoulement annuel *PPA*.

La disparité spatiale des valeurs de lame d'eau potentiellement prélevée *LP* est en partie guidée par les lames d'eau annuelles écoulées aux stations (valeurs fortes sur les massifs montagneux et faibles dans le Bassin Parisien, elles-mêmes principalement liées à la pluviométrie). Le volume potentiellement prélevé en proportion du volume total écoulé à la station *PPA* dépend directement du nombre de jours potentiellement prélevés et présente des résultats similaires à *NP* d'un point de vue géographique.

Les statistiques de ces indicateurs selon les régimes hydrologiques sont décrites par les boîtes à moustache sur les graphiques de la Figure 3. Elles sont représentées par type de régime (trois grands types de la Figure 1 : *PMC* = pluvial modérément contrasté (cf. hydrogrammes 1 à 4), *PC* = pluvial contrasté (cf. hydrogrammes 5 et 6) et *PN* = pluvio-nival (cf. hydrogramme 7)). La taille des boîtes sur l'axe des abscisses est proportionnelle à la racine carrée du nombre de stations par type. La classe des régimes pluviaux contrastés (*PC*) est dominante (406 stations sur le total de 531) et se rapproche de la distribution toutes stations confondues (appellation « Total » dans les graphiques).

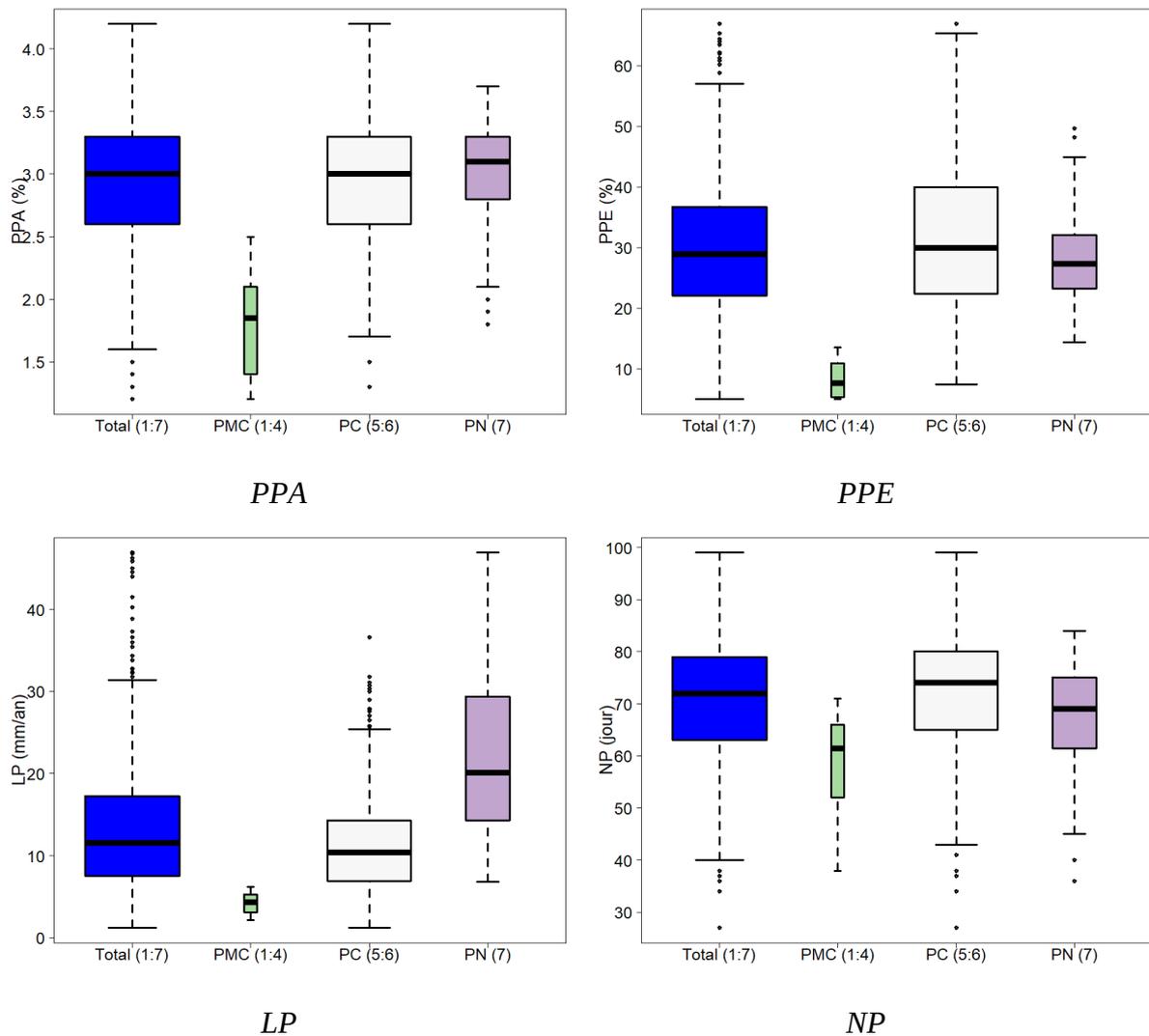


Figure 3: Impact des prélèvements sur les indicateurs de volume selon le régime hydrologique

Les cours d'eau avec un régime modérément contrasté se démarquent des autres cours d'eau, avec des valeurs globalement plus faibles pour les quatre indicateurs examinés. Les impacts sur les cours d'eau au régime pluvial contrasté ou pluvio-nival sont sensiblement équivalents (plages de variation sensiblement équivalentes). L'impact sur les volumes potentiellement prélevés exprimés en lame d'eau (*LP*) sur les cours d'eau pluvio-nivaux est plus fort que sur les cours d'eau à régime pluvial contrasté, certainement du fait d'une pluviométrie plus importante sur ces bassins alimentés par les reliefs.

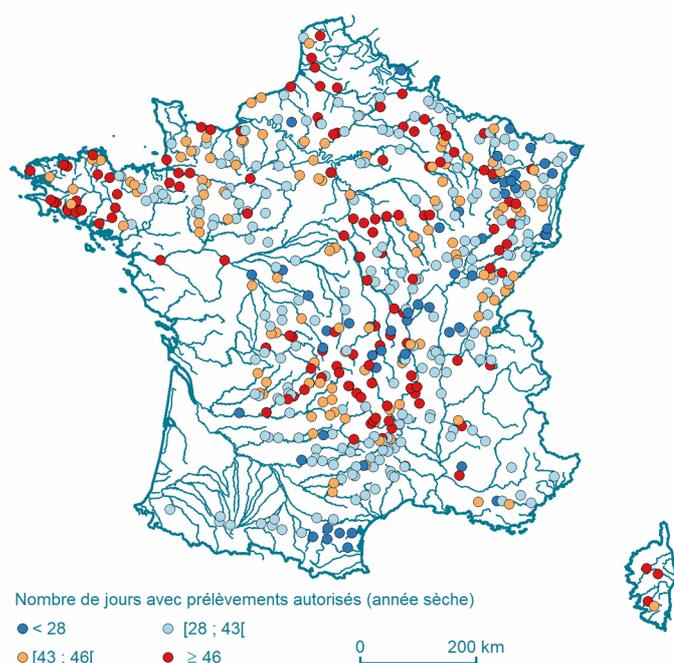


Figure 4: Carte de l'indicateur NP (nombre de jours potentiels de prélèvement) sur l'année la plus sèche de chaque station (période 1976-2019).

Enfin, la Figure 4 montre l'indicateur du nombre de jours potentiels de prélèvement (NP) pour l'année la plus sèche de chaque station, définie comme la période novembre-mars pour laquelle la lame d'eau écoulee est la plus faible entre 1976 et 2019 (voir exemples en Annexe 3). Cet indicateur est à comparer avec la carte de NP moyen (Figure 2). En moyenne sur les 531 stations, ce nombre de jours pour les années les plus sèches est de 40, soit un peu plus de la moitié que la moyenne des NP moyens qui est de 70 jours (voir Figure 3). La répartition spatiale est différente de celle du NP moyen. Si on retrouve toujours un nombre de jours plus élevé sur la Bretagne, la zone Sud avec le nombre de jours les plus faibles est beaucoup plus restreinte (Sud-Ouest). On voit par contre apparaître une zone de nombre de jours très faibles dans l'Est de la France. Ce zoom sur une année sèche montre que la variabilité hydrologique interannuelle peut impacter de manière très contrastée les possibilités de prélèvement. L'Annexe 3 remet en perspective de manière synthétique les données hydrologiques moyennes par rapport à cette variabilité (notamment les années les plus sèches), en prenant un exemple de station pour chaque régime hydrologique.

3.2 Indicateurs écologiques

3.2.1 Quantile de débit Q10

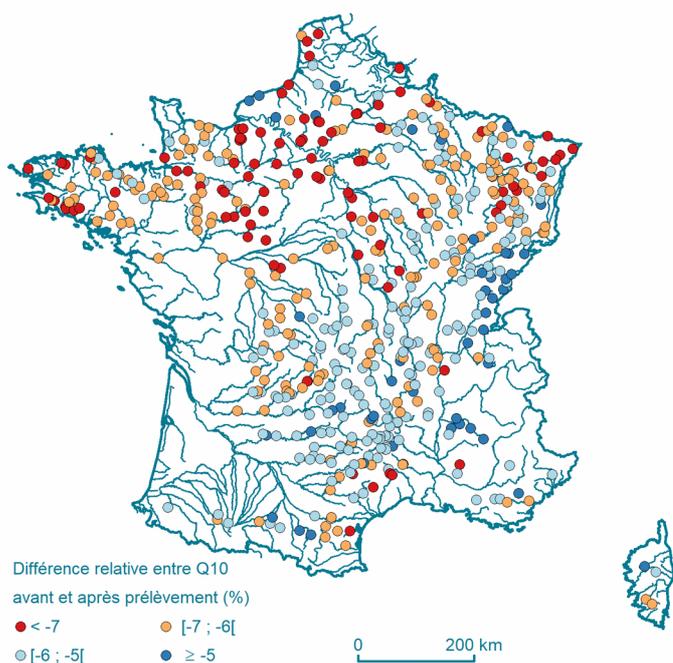
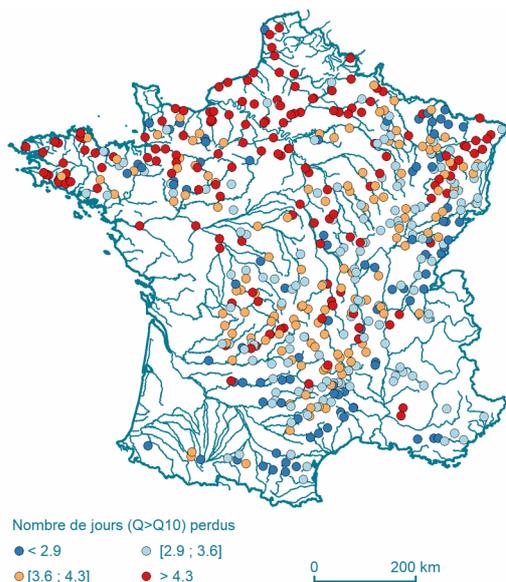
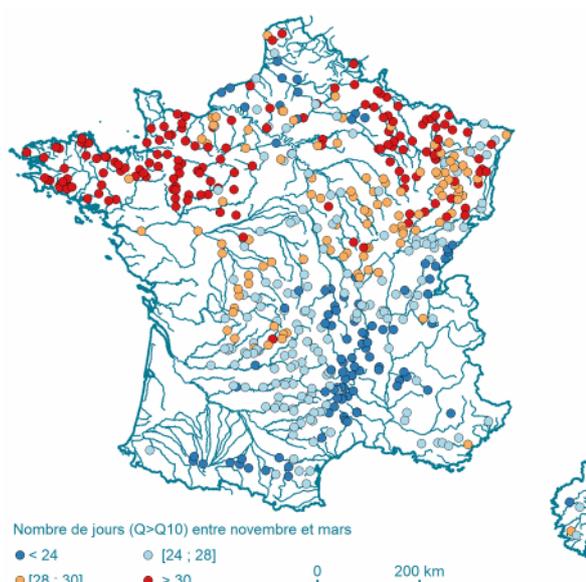


Figure 5: Impact des prélèvements sur les valeurs de Q10

La Figure 5 présente les variations de la valeur du quantile de débit Q_{10} pour l'ensemble des stations. Ces changements se concentrent autour de -6%, le changement le plus important est de -10% pour la Veuve à Saint-Pierre du Lorouër dans la Sarthe (régime hydrologique 5 pluvial contrasté). On observe un contraste spatial assez important, avec une diminution du Q_{10} plus marquée dans le Nord de la France (Bretagne, Normandie, et Nord du bassin de la Loire). Les changements les plus faibles concernent les secteurs ayant moins de jours possibles pour les prélèvements (cf. carte des valeurs de NP Figure 2).



Perte de nombre de jours avec ($Q > Q_{10}$) dus aux prélèvements potentiels



Nombre de jours avec ($Q > Q_{10}$) sans prélèvement

Figure 6: Impact des prélèvements sur les dépassements de Q10

Sur la partie gauche de la Figure 6 sont présentés le nombre de jours où le débit ne dépasse plus le débit classé Q10 à cause du prélèvement (nombre de jours perdus). Pour la plupart des stations, cette perte se situe entre 3 et 5 jours par an. La perte la plus importante est de -15 jours pour la Risle à Pont-Authou en Normandie (régime hydrologique 5 pluvial contrasté). Les chiffres sont à comparer aux nombres de jours de dépassement de Q10 sur la période novembre-mars hors prélèvement (partie droite de la Figure 6). Ces derniers sont dans 75% des cas supérieurs à 24 jours. Les bassins ayant une fréquence de dépassement inférieure sont principalement influencés par la neige (des forts débits sont possibles en fin de printemps du fait d'une fonte tardive de la neige). La perte de nombre de jours est contrainte par le nombre de jours de dépassement entre novembre et mars ; les deux cartes présentent donc des structures spatiales comparables.

Les statistiques d'impact sur les dépassements et les valeurs de Q10 selon le régime hydrologique sont représentées Figure 7. Comme sur la Figure 3, les boîtes à moustaches sont groupées par type de régime (trois grandes types de la Figure 1 : PMC = pluvial modérément contrasté (cf. hydrogrammes 1 à 4), PC = pluvial contrasté (cf. hydrogrammes 5 et 6) et PN = pluvio-nival (cf. hydrogramme 7)). La taille des boîtes sur l'axe des abscisses est proportionnelle à la racine carrée du nombre de stations par type. La classe des régimes pluviaux contrastés (PC) est dominante (406 stations sur le total de 531) et se rapproche de la distribution toutes stations confondues (appellation « Total » dans les graphiques).

Les cours d'eau avec un régime modérément contrasté se démarquent des autres cours d'eau sur les deux indicateurs examinés, avec une plus grande perte du nombre de jours et une baisse relative de la valeur du Q10 plus faible (-5 % contre -6 à -7%). Les cours d'eau à régime pluvio-nival ont également une baisse relative de la valeur du Q10 plus faible, sans doute du fait de l'influence de la fonte de la neige hors de la période Novembre-Mars comme déjà mentionné.

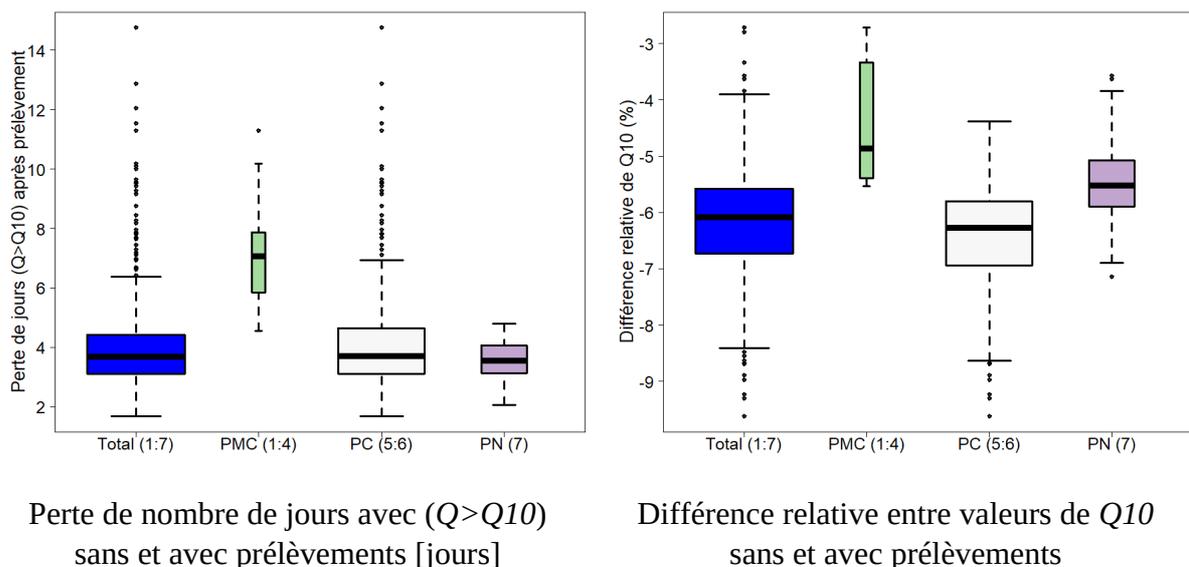


Figure 7: Impact des prélèvements selon le régime hydrologique

Les valeurs obtenues pour les différents indicateurs événementiels sur la base du quantile *Q10* sont représentées dans le Tableau 3. Chaque indicateur est donné avec et sans prélèvement, soit pour toutes les stations, soit pour les stations groupées par régimes hydrologiques comme sur les Figures 3 et 7.

Q10	Prélèvement	Salmonicole		Cyprinicole	
Période d'analyse		Novembre-décembre (61 jours)	Janvier-mars (91 jours)	Février-avril (90 jours)	Période hautes eaux (152 jours)
531 stations					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	8.84 [0.21 ; 14.95]	19.29 [8.54 ; 25.79]	15.26 [8.74 ; 26.24]	27.92 [14.34 ; 34.76]
	Avec	7.72 [0 ; 13.57]	16.42 [4.75 ; 22.77]	13.41 [6.81 ; 21.82]	23.72 [7.16 ; 31.14]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	1.87 [0.05 ; 4.72]	3.32 [0.33 ; 6.55]	2.88 [0.37 ; 6.26]	5.04 [0.37 ; 10.81]
	Avec	1.75 [0 ; 4.55]	3.18 [0.36 ; 6.03]	2.77 [0.46 ; 5.32]	4.79 [0.39 ; 10.24]
Durée max. des évts [j]	Sans	n.c.	35 [13 ; 91]	28 [12 ; 90]	40 [13 ; 151]
	Avec	n.c.	29 [11 ; 91]	26 [11 ; 90]	35 [12 ; 151]
Régimes 1 à 4 (10 stations)					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	2.02 [0.21 ; 6.11]	14.83 [9.7 ; 21.71]	19.03 [11.01 ; 26.24]	17.12 [14.34 ; 22.88]
	Avec	0.96 [0 ; 3.02]	7.95 [4.75 ; 16.39]	12.89 [7.63 ; 21.82]	9.43 [7.16 ; 17.1]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	0.44 [0.05 ; 1]	1.03 [0.33 ; 1.48]	0.92 [0.37 ; 1.48]	1.42 [0.37 ; 2.09]
	Avec	0.25 [0 ; 0.74]	0.6 [0.36 ; 1.22]	0.62 [0.46 ; 1.45]	0.83 [0.39 ; 1.39]
Durée max. des évts [j]	Sans	32.5 [7 ; 61]	90 [90 ; 91]	89.5 [89 ; 90]	122.5 [90 ; 151]
	Avec	17 [0 ; 58]	90 [66 ; 91]	89 [89 ; 90]	99.5 [66 ; 148]
Régimes 5-6 (406 stations)					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	8.64 [2.01 ; 14.95]	20.23 [10.84 ; 25.79]	15.73 [8.74 ; 25.54]	28.93 [19.8 ; 34.76]
	Avec	7.49 [1.22 ; 13.57]	17.20 [6.68 ; 22.77]	13.92 [6.81 ; 20.95]	24.80 [9.83 ; 31.14]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	1.86 [0.29 ; 4.72]	3.47 [0.85 ; 6.55]	2.95 [0.85 ; 6.26]	5.17 [1.19 ; 10.81]
	Avec	1.74 [0.14 ; 4.55]	3.32 [0.48 ; 6.03]	2.87 [0.73 ; 5.32]	4.87 [0.6 ; 10.24]
Durée max. des évts [j]	Sans	25 [7 ; 61]	38 [14 ; 91]	30 [12 ; 90]	43 [15 ; 151]
	Avec	23 [6 ; 61]	32 [11 ; 90]	27 [11 ; 90]	38 [12 ; 151]
Régime 7 (115 stations)					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	9.72 [6.71 ; 12.96]	14.89 [8.54 ; 22.22]	15.3 [10.78 ; 19.51]	24.66 [18.64 ; 31.78]
	Avec	8.51 [5.52 ; 11.43]	12.67 [7.31 ; 19.71]	12.10 [9.09 ; 13.5]	21 [15.1 ; 28.41]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	2 [1.04 ; 3.91]	3.04 [1.37 ; 4.78]	1.80 [0.85 ; 2.35]	4.88 [2.34 ; 8.37]
	Avec	1.85 [0.97 ; 3.81]	2.75 [1.27 ; 4.75]	1.64 [0.73 ; 1.82]	4.45 [2.17 ; 8.35]
Durée max. des évts [j]	Sans	23 [9 ; 51]	26 [13 ; 60]	65.5 [35 ; 90]	30 [13 ; 87]
	Avec	21 [8 ; 50]	23 [12 ; 51]	61.5 [33 ; 90]	27 [12 ; 84]

Tableau 3: Valeurs des indicateurs événementiels pour les débits $Q > Q_{10}$: nombre moyen de jours par an, nombre moyen d'événements par an, durée maximale des événements, pour plusieurs ensembles de stations et périodes. Les résultats sont présentés sous forme de statistique : médiane [min ; max]. Régimes 1 à 4 = pluviaux modérément contrastés ; 5-6 = pluviaux contrastés ; 7 = pluvio-nival.

L'indicateur du nombre moyen de jours sur toute la période hautes eaux correspond aux résultats sur la perte du nombre de jours déjà présenté Figure 7. On peut voir que cette perte de nombre de jours est surtout portée par la période janvier à mars pour l'ensemble des stations, et également pour les régimes 5-6 dominants dans notre échantillon de stations. Le nombre d'événements est logiquement plus faible que le nombre de jours. La durée maximale des événements peut être très importante (et même couvrir l'ensemble de chaque période), mais il faut bien garder à l'esprit qu'il s'agit de statistiques sur le maximum pour chaque station (l'événement le plus long pour chaque station), alors que pour les autres indicateurs il s'agit de moyennes.

Pour les régimes 1 à 4, les prélèvements impactent fortement le nombre de jours, surtout sur la période janvier-mars (division par 2), ainsi que le nombre d'événements. La durée maximale des événements est par contre peu impactée sauf pour la période novembre-décembre.

Pour les régimes 5-6, les modifications ne sont pas très importantes quel que soit l'indicateur et quelle que soit la période considérée. Pour le régime 7, les impacts n'apparaissent pas non plus très importants mais on note une modification temporelle, avec la période février-avril plus fortement impactée que pour les régimes 5 et 6.

3.2.2 Crue annuelle

Les valeurs obtenues pour les différents indicateurs sur la base du quantile de crue journalier de période de retour 1 an (crue annuelle Q_{JXA1}) sont représentées dans le Tableau 4. Chaque indicateur est donné avec et sans prélèvement, soit pour toutes les stations, soit pour les stations groupées par régimes hydrologiques. La valeur du débit Q_{JXA1} étant supérieur au quantile de crue Q_{10} (voir Annexe 3), il est logique que le nombre de jours, le nombre d'événements au-dessus de ce seuil et la durée maximale des événements soient inférieurs aux valeurs du Tableau 3.

Sur l'ensemble des stations, l'impact des prélèvements sur les valeurs du nombre de jours et du nombre d'événements est une baisse d'environ 10 % en moyenne interannuelle. La durée maximale est par contre peu impactée. Les résultats sont plus contrastés si on les regarde selon les régimes hydrologiques.

Pour les régimes 1 à 4, le nombre de jours diminue de 50 % environ avec les prélèvements. Le nombre d'événements reste identique mais leur durée est logiquement divisée par 2. Pour les régimes 5 et 6, le tableau est identique à l'ensemble des stations, avec une diminution modérée des valeurs des indicateurs. Notons toutefois que si la médiane de la durée maximale des événements reste identique, le maximum diminue très fortement (passage de 126 à 68 jours). Les baisses sont moins marquées sur la période novembre-décembre que sur l'ensemble de la période de hautes eaux. Enfin, pour le régime 7, on obtient également une baisse modérée des valeurs des indicateurs, qui est par contre identique pour la période novembre-décembre et l'ensemble de la période de hautes eaux.

QJXA1	Prélèvement	Salmonicole		Cyprinicole	
Période d'analyse		Novembre-décembre (61 jours)	Janvier-mars (91 jours)	Février-avril (90 jours)	Période hautes eaux (152 jours)
531 stations					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	0.61 [0 ; 6.03]	n.c.	n.c.	1.61 [0.38 ; 13.32]
	Avec	0.54 [0 ; 5.14]	n.c.	n.c.	1.44 [0.38 ; 10.63]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	0.92 [0.13 ; 1.98]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	0.85 [0.13 ; 1.64]
Durée max. des évts [j]	Sans	4 [0 ; 39]	n.c.	n.c.	6 [2 ; 126]
	Avec	4 [0 ; 37]	n.c.	n.c.	5 [2 ; 81]
Régimes 1-4 (10 stations)					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	0.1 [0 ; 0.53]	n.c.	n.c.	4.75 [1.9;11.92]
	Avec	0.07 [0 ; 0.26]	n.c.	n.c.	2.10 [1.03;8.62]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	0.37 [0.13 ; 0.73]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	0.37 [0.13 ; 0.64]
Durée max. des évts [j]	Sans	2 [0 ; 7]	n.c.	n.c.	71 [14 ; 89]
	Avec	1 [0 ; 7]	n.c.	n.c.	37 [7 ; 81]
Régimes 5-6 (406 stations)					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	0.33 [0.07 ; 0.9]	n.c.	n.c.	1.755 [0.38 ; 13.32]
	Avec	0.3 [0.07 ; 0.82]	n.c.	n.c.	1.57 [0.38 ; 10.63]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	0.97 [0.31 ; 1.98]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	0.89 [0.31 ; 1.64]
Durée max. des évts [j]	Sans	0.61 [0.12 ; 6.03]	n.c.	n.c.	6 [2 ; 126]
	Avec	0.55 [0.08 ; 5.14]	n.c.	n.c.	6 [2 ; 68]
Régime 7 (115 stations)					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	0.64 [0.23 ; 1.27]	n.c.	n.c.	1.3 [0.51 ; 3.18]
	Avec	0.55 [0.18 ; 1.2]	n.c.	n.c.	1.19 [0.49 ; 2.81]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	0.81 [0.24 ; 1.33]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	0.75 [0.24 ; 1.14]
Durée max. des évts [j]	Sans	4 [2 ; 12]	n.c.	n.c.	4 [2 ; 12]
	Avec	3 [2 ; 11]	n.c.	n.c.	4 [2 ; 11]

Tableau 4: Valeurs des indicateurs événementiels pour les débits Q > QJXA1 : nombre moyen de jours par an, nombre moyen d'événements par an, durée maximale des événements, pour plusieurs ensembles de stations et périodes. Les résultats sont

présentés sous forme de statistique : médiane [min ; max]. Régimes 1 à 4 = pluviaux modérément contrastés ; 5-6 = pluviaux contrastés ; 7 = pluvio-nival.

3.2.3 Débit critique de mise en mouvement des sédiments

Les valeurs obtenues pour les différents indicateurs sur la base du débit critique de mise en mouvement des particules sont représentées dans le Tableau 5. Chaque indicateur est donné avec et sans prélèvement. Les résultats sont fortement influencés par la valeur de Q_{crit} obtenue, comme discuté en Annexe 2. La plupart des stations de notre échantillon ont une valeur de Q_{crit} très supérieure ou inférieure au module interannuel, et donc soit en-dehors de la gamme de débits concernée par les prélèvements (pour Q_{crit} très supérieur à m), soit avec des débits modifiés par les prélèvements qui restent de toutes façons supérieurs à Q_{crit} (Q_{crit} inférieur à m). Les statistiques de perturbation du nombre moyen de jours au-dessus de Q_{crit} , nombre moyen d'événements au-dessus de Q_{crit} et durée maximale au-dessus de Q_{crit} ne sont donc pratiquement pas modifiées par les prélèvements. Nous avons donc recalculé ces mêmes indicateurs sur les 74 stations pour lesquelles Q_{crit} est compris entre une et cinq fois le module. Pour ces stations, l'impact des prélèvements est visible, principalement au niveau du nombre moyen de jours dépassant Q_{crit} (médiane en baisse de 2.36 jours et maximum de 14.61 jours / an), et de la durée maximale des événements (perte de 2 jours).

Q_{crit}	Prélèvement	<i>Salmonicole</i>		<i>Cyprinicole</i>	
Période d'analyse		Novembre-décembre (61 jours)	Janvier-mars (91 jours)	Février-avril (90 jours)	Période hautes eaux (152 jours)
531 stations					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	0.48 [0 ; 164.96]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	0.48 [0 ; 164.96]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	0.34 [0; 8.72]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	0.34 [0 ; 8.43]
Durée max. des évts [j]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	3 [0 ; 152]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	3 [0 ; 152]
Stations avec Q_{crit} entre 1 et 5 fois le module (74 stations)					
Nb moyen de jours [j/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	24,69 [0; 88.30]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	21,73 [0;75.04]
Nb moyen d'évts [-/an]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	4.45 [0 ; 8.72]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	4.27 [0 ; 8.42]
Durée max. des évts [j]	Sans	n.c.	n.c.	n.c.	29 [0 ; 151]
	Avec	n.c.	n.c.	n.c.	27 [0 ; 151]

Tableau 5: Valeurs des indicateurs événementiels pour les débits $Q > Q_{crit}$: nombre moyen de jours par an, nombre moyen d'événements par an, durée maximale des événements, pour plusieurs ensembles de stations. Les résultats sont présentés sous forme de statistique : médiane [min ; max].

La répartition spatiale est représentée Figure 8, qui montre la perte moyenne de nombre de jours au-dessus de Q_{crit} du fait des prélèvements, pour chaque station. On retrouve les informations issues des statistiques du Tableau 5, à savoir que pour la plupart des stations, les prélèvements n'ont pas d'influence. On retrouve 51 stations pour lesquelles le nombre de jours perdus est compris entre 1 et 10, et 10 stations avec une perte supérieure à 10 jours. Elles sont réparties dans l'espace de façon peu structurée, dans toutes les régions. Cela indique que le résultat est surtout dépendant de la valeur de Q_{crit} . Cette première approche illustrative montre donc bien l'intérêt de travailler avec ce critère et montre des perturbations potentiellement assez importantes, mais montre aussi qu'il convient d'estimer Q_{crit} de façon plus précise à partir de données et connaissances locales.

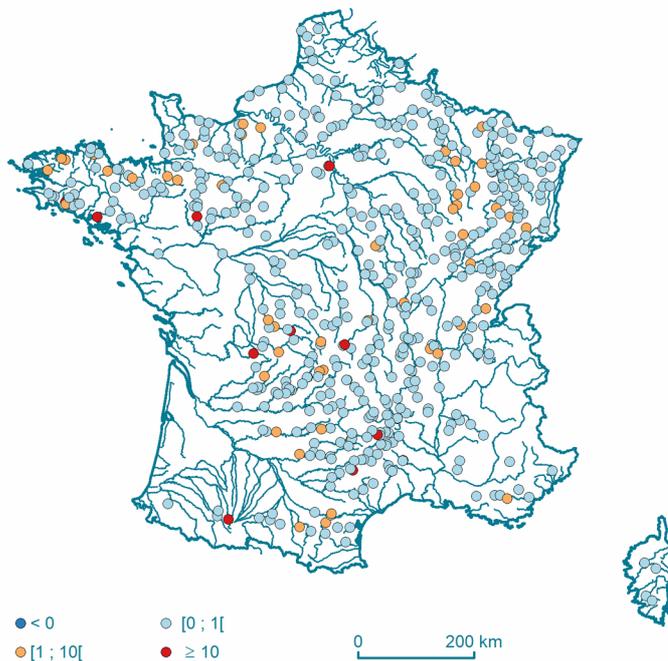


Figure 8: Perte moyenne du nombre de jours pour lesquels $Q > Q_{crit}$ [jours]

3.3 Comparaison avec les prélèvements BNPE

La Figure 9 présente les volumes médians déclarés prélevés à la BNPE pour l'ensemble des stations de notre échantillon. Sur les 531 stations, 280 déclarent un prélèvement égal à zéro, ce qui n'est pas nécessairement surprenant car les stations ont été sélectionnées dans le projet Explore 2 pour leur faible pression anthropique.

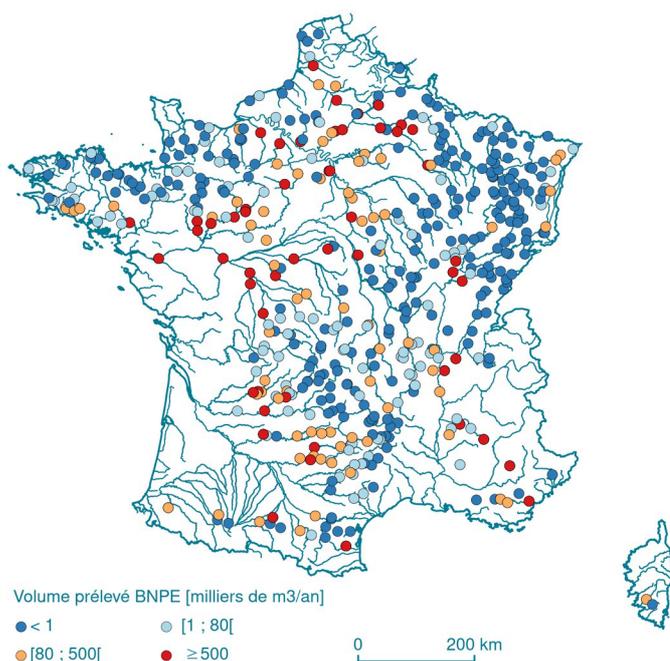


Figure 9: Volumes annuels médians prélevés pour l'irrigation, déclarés dans la BNPE (milliers de m³).

La comparaison entre les volumes potentiellement prélevés selon le scénario Loire Bretagne et les volumes prélevés déclarés à la BNPE est donc réalisée sur les 251 autres stations. Cette comparaison est présentée sur la carte Figure 10. Le ratio entre le volume moyen potentiellement prélevé selon le scénario du SDAGE Loire-Bretagne et le volume médian BNPE est inférieur à 100 % (signifiant que les prélèvements potentiels selon ce scénario seraient insuffisants pour assurer les besoins) pour seulement 3 stations (l'Avre à Moreuil, E6406010, le Narrais à St Mars la Brière, M0424810, et la Véga à Pont Evêque, V3225420). Le ratio est supérieur à 100 % voire très largement supérieur (médiane à 3500%) pour toutes les autres stations. Pour ces stations où les volumes potentiellement prélevés excèdent largement le besoin, une comparaison à la carte Figure 9 indique qu'il s'agit principalement de stations à faible prélèvement déclaré (moins de 80 000 m³/an), localisées en franges montagneuses et/ou têtes de bassin. Étant donnée la nature de l'échantillon de stations Explore 2, qui sont peu influencées, cela est à nouveau peu surprenant.

Par contre, le ratio pour un nombre non négligeable de stations se situe dans la classe 100 %-800 % (Sud de la France, plaines de la Loire, bassin parisien). Sachant que notre estimation du volume potentiellement prélevé ne prend pas en compte les pertes par évaporation dans les plans d'eau, ni les limitations du prélèvement par saturation de la capacité de stockage, il convient de rester très vigilant pour ces bassins sur la capacité effective des prélèvements en période de hautes eaux à se substituer aux prélèvements estivaux pour satisfaire les besoins en eau pour l'irrigation. Il convient également de rappeler que nous avons utilisé un prélèvement en rivière moyen sur toute la période 1976-2019 et le prélèvement BNPE médian, ce qui gomme les extrêmes et l'effet de la variabilité climatique.

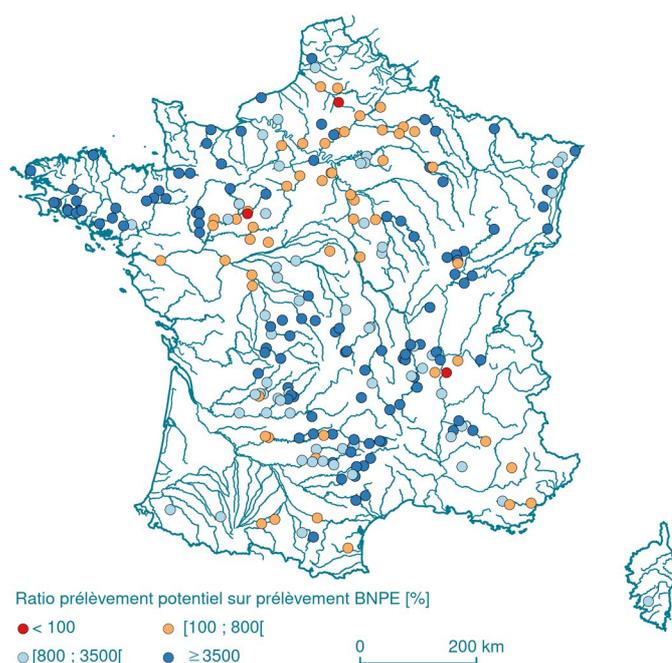


Figure 10: Ratio entre les prélèvements moyens potentiels selon le scénario SDAGE Loire Bretagne et les volumes médians annuels prélevés pour l'irrigation déclarés dans la BNPE

4 Conclusion et perspectives

Cette étude avait pour objectif principal de mettre en place une méthodologie générale pour quantifier l'impact des prélèvements d'eau en période de hautes eaux, en testant les modalités de prélèvement fixées par le SDAGE Loire-Bretagne. Elle ne visait pas à déterminer de manière systématique, pour chaque rivière ou sous-bassin versant, un volume prélevable en regard de critères écologiques ou de faisabilité. Elle ne s'intéresse qu'à un aspect (hydrologique, et simplifié) des impacts de retenues comme rappelé en introduction.

Le travail a été réalisé sur un échantillon de 531 stations hydrologiques, sélectionnées dans le cadre du projet Explore 2 et considérées comme faiblement influencées. Plusieurs indicateurs ont été proposés : d'une part, des indicateurs liés aux volumes potentiellement prélevés ; d'autre part, des indicateurs écologiques, dont on mesure le changement si l'on applique les prélèvements. Ces indicateurs s'appuient sur le quantile de débit Q_{10} , la crue journalière de période de retour 1 an Q_{JXA1} , et le débit critique de mise en mouvement des particules Q_{crit} . On a également fait une comparaison avec les volumes déclarés prélevés pour l'usage d'irrigation dans la BNPE, afin d'obtenir des ordres de grandeur de l'adéquation entre le volume potentiellement prélevé et le besoin.

Les résultats montrent que les règles du SDAGE Loire-Bretagne permettent, en année moyenne, un volume potentiellement prélevé assez faible au regard des écoulements annuels pour la majorité des bassins versants considérés. Mais les valeurs peuvent devenir beaucoup plus importantes selon les indicateurs choisis (par exemple, le volume prélevé en proportion

du volume écoulé estival est de 32 % en moyenne sur toutes les stations) et selon la variabilité hydrologique (le nombre de jours de prélèvement est divisé par deux pour les années les plus sèches). Il en est de même pour les indicateurs écologiques, dont l'altération dépend aussi de la variabilité hydrologique. Une assez forte disparité spatiale peut également s'exprimer selon les régimes hydrologiques. Les cours d'eau à régimes pluviaux modérément contrastés semblent plus fragiles du point de vue des indicateurs écologiques qui sont significativement impactés par les prélèvements. Les cours d'eau à régimes pluvio-nival ont également des réponses particulières sur fait de l'influence de la neige sur les débits.

Des études d'impact locales sont nécessaires pour identifier les possibles impacts forts sur certaines stations et certaines années, qui devraient être exacerbés par le changement climatique. Les événements extrêmes peuvent avoir des effets irréversibles sur les dynamiques biologiques, et ne seront pas qu'hydrologiques (température, physico-chimie). Au niveau de la comparaison avec les prélèvements BNPE, les résultats sont biaisés par le fait que les stations ont été sélectionnées pour leur faible pression anthropique. Sur la majorité des stations de notre échantillon, le volume potentiellement prélevé selon le scénario Loire-Bretagne excède largement les besoins actuels, mais il y a néanmoins plusieurs bassins où la situation est plus tendue. Cela ne préjuge pas non plus de la situation sur des bassins plus influencés.

De manière plus générale, le volume prélèvement potentiel (ici selon le scénario SDAGE Loire Bretagne mais potentiellement selon un autre scénario) peut apparaître comme supérieur aux besoins. Ainsi, le scénario du SDAGE apparaît assez permissif sur les volumes prélevés, en gardant à l'esprit que nos calculs ont potentiellement surestimé ces volumes du fait de la non prise en compte de l'imbrication des bassins versants les uns dans les autres. Il est donc nécessaire de bien cibler les prélèvements en fonction d'indicateurs écologiques pertinents et de les limiter aux volumes nécessaires, afin de ne pas créer une dépendance supplémentaire à la ressource, possiblement au détriment des milieux. Le choix des indicateurs apparaît également important, un indicateur trop général ou regardé à maille trop large (moyenne sur toutes les stations au niveau national par exemple) pouvant fausser l'interprétation. L'échelle locale doit également être prise en compte.

Les perspectives à ce premier travail sont évidemment nombreuses. La méthodologie proposée et mise en œuvre ici peut être complétée et affinée, notamment en réalisant des analyses statistiques plus complètes et non seulement basées sur les moyennes temporelles à chaque station des différents indicateurs, qui gommement nécessairement les extrêmes. On a notamment vu que l'indicateur de nombre de jours de prélèvements prend des valeurs très différentes selon que l'on considère la moyenne ou l'année la plus sèche. Une analyse plus complète sur les extrêmes pourrait être conduite, en calculant des fréquences de dépassement de seuil.

Une autre limite claire de ce travail est que nous n'avons travaillé qu'à l'échelle des exutoires des bassins versants (considérés comme indépendants les uns des autres), et nous n'avons regardé que des indicateurs liés au débit dans les cours d'eau. Il serait également souhaitable de disposer d'autres indicateurs, notamment de bilan hydrologique, et d'approfondir les aspects spatiaux (hétérogénéité des prélèvements dans le bassin versant, emboîtement des bassins, connectivité des bassins, effets de décalage temporel entre prélèvements dans la nappe et effet sur le cours d'eau), et le devenir de l'eau prélevée. D'un point de vue méthodologique, cela

nécessiterait un recours à des outils de modélisation hydrologique distribuée, prenant en compte les principaux processus physiques à l'œuvre. D'autres projets actuellement soutenus par l'OFB devraient permettre d'apporter des éléments de connaissance supplémentaires.

Concernant la comparaison des volumes potentiellement prélevés selon le scénario du SDAGE Loire-Bretagne avec les prélèvements BNPE, nous avons vu que nos résultats sont biaisés par notre échantillon de stations volontairement sélectionnées comme pas ou peu influencées. Il conviendrait donc de réaliser le même travail sur des bassins plus fortement impactés par les prélèvements. Une difficulté méthodologique serait néanmoins que les débits aux stations sont déjà modifiés par des prélèvements, sans possibilité de reconstituer des débits « naturels » en raison d'une connaissance générale insuffisante des prélèvements ; le calcul de l'impact de prélèvements de substitution serait donc biaisé (à moins de considérer que les prélèvements actuels n'ont lieu qu'en été, et que les écoulements d'hiver sont encore naturels). La modélisation hydrologique distribuée pourrait aussi permettre de lever ces biais.

Il apparaît dans tous les cas crucial de constituer, le plus largement possible et si possible à l'échelle nationale, des bases de données sur les retenues et la saisonnalité des prélèvements et stockages.

Enfin, l'analyse rétrospective réalisée sur la période 1976-2019 est à compléter par une analyse prospective selon des scénarios climatiques pour les années futures, en s'appuyant par exemple sur les résultats du projet Explore 2.

Références

- Damiani M., Roux P., Loiseau E., Lamouroux N., Pella H., Morel M., Rosenbaum R.K. (2021) A high-resolution life cycle impact assessment model for continental freshwater habitat change due to water consumption. *Science of The Total Environment*, 782, 146664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146664>.
- Lamouroux N., Augeard B., Baran P., Capra H., Le Coarer Y., Girard V., Gouraud V., Navarro L., Prost O., Sagnes P., Sauquet E., Tissot L. (2018). Débits écologiques : la place des modèles d'habitat dans une démarche intégrée. *Hydroécologie Appliquée*, 20, 1–26. <https://doi.org/10.1051/hydro/2016004>.
- Lang, M., Ouarda, T.B.M.J., Bobée, B. (1999). Towards operational guidelines for over-threshold modeling, *Journal of Hydrology*, Volume 225, Issues 3–4, Pages 103-117, [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00167-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00167-5).
- Loire, R., Kondolf, G. Malavoi, J.-R., Melun, G., Piégay, H., 2021. Lâchers d'eau morphogènes : guide de mise en œuvre, OFB, guides et protocoles, 102 p., <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/1233>.
- Morel M., Booker D.J., Gob F., Lamouroux N. (2020) Intercontinental predictions of river hydraulic geometry from catchment physical characteristics. *Journal of Hydrology*, 582, 124292. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124292>.
- Pella, H., Lejot, J., Lamouroux, N. Snelder, T. (2012). Le réseau hydrographique théorique (RHT) français et ses attributs environnementaux, *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, vol. 18 - n° 3. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.9933>.
- Recking A. (2019) *BedloadWeb. Manuel utilisateur*. <https://www.bedloadweb.com/>.
- Sauquet E., Gottschalk L., Krasovskaia I. (2008). Estimating mean monthly runoff at ungaged locations: an application to France. *Hydrology Research*, vol. 39, n° 5-6, p. 403 – 423.
- Sauquet, E., Vergnes, J.-P., Thirel, G., Strohmenger, L. (2022). Identification de stations hydrométriques et piézomètres pour l'évaluation des modélisations hydrologiques et hydrogéologiques. *Rapp. tech. INRAE ; BRGM*, p. 31. <https://hal.inrae.fr/hal-03940233>.
- SDAGE (2022). Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) 2022-2027 du bassin Loire-Bretagne, Tome 1 : orientations fondamentales Loire-Bretagne https://sdage-sage.eau-loire-bretagne.fr/files/live/mounts/midas/Donnees-et-documents/TOME-1_Orientations_fond
- Shields, A. (1936). Application of similarity principles and turbulence research to bed load movement. US Dept of Agr., Soil Conservation Service Cooperative Laboratory, California Institute of Technology, Pasadena (translated from German).
- Strohmenger, L., Sauquet, E., Bernard, C., Bonneau, J., Branger, F., Bresson, A., Brigode, P., Buzier, R., Delaigue, O., Devers, A., Evin, G., Fournier, M., Hsu, S.-C., Lanini, S., de Lavenne, A., Lemaitre-Basset, T., Magand, C., Mendoza Guimarães, G., Mentha, M., Munier,

S., Perrin, C., Podechard, T., Rouchy, L., Sadki, M., Soutif-Bellenger, M., Tilmant, F., Trambay, Y., Véron, A.-L., Vidal, J.-P., and Thirel, G.: On the visual detection of non-natural records in streamflow time series: challenges and impacts, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 27, 3375–3391, <https://doi.org/10.5194/hess-27-3375-2023>, 2023.

Annexes

1 Influence de la valeur de seuil haute pour la limitation des prélèvements

La valeur seuil est définie comme une valeur de débit au-delà de laquelle le prélèvement est nul, même si on est en période de hautes eaux. Cela peut se justifier par l'incapacité technique de prélever en période de forte crue, ainsi qu'une qualité de l'eau dégradée (débris, turbidité). On teste différentes valeurs seuil, afin de déterminer si celle-ci a une influence notable sur la quantité d'eau potentiellement prélevée. On choisit quatre valeurs de seuil : le débit classé *Q01*, le débit classé *Q05*, la crue biennale *Q2JXA2* et un seuil infini ∞ (pas de valeur seuil). La valeur de la crue biennale est donnée par le quantile de débit journalier de période de retour 2 ans (*QJXA2*) obtenu par application de la loi exponentielle à un échantillonnage sup-seuil (avec deux événements en moyenne par an).

Les résultats statistiques ci-dessous, reportés dans les tableaux, présentent les valeurs quantitatives correspondant à la proportion de volume potentiellement prélevé, le volume en valeur absolue et le nombre de jours potentiels de prélèvement pour l'ensemble des stations.

Seuil : <i>Q05</i>	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum
Volume <i>VP</i> (10^6 m ³)	0.1	2.4	10.9	777.0
Volume <i>PPA</i> (%)	0.8	2.4	2.4	3.5
Volume <i>PPE</i> (%)	3.9	23.4	24.2	52.1
Lame d'eau <i>LP</i> (mm/an)	0.9	9.5	10.9	37.2
Nombre de jours <i>NP</i> (jour)	17	60	58	82

Seuil : <i>Q01</i>	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum
Volume <i>VP</i> (10^6 m ³)	0.1	2.9	13.0	909.6
Volume <i>PPA</i> (%)	1.2	2.9	2.9	4.1
Volume <i>PPE</i> (%)	4.9	28.0	29.3	64.6
Lame d'eau <i>LP</i> (mm/an)	1.1	11.3	13.2	45.3
Nombre de jours <i>NP</i> (jour)	24	71	69	96

Seuil : <i>QJXA2</i>	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum
Volume <i>VP</i> (10^6 m ³)	0.1	3.1	13.3	900.5
Volume <i>PPA</i> (%)	1.2	3.0	2.9	4.2
Volume <i>PPE</i> (%)	5.0	29.0	30.2	66.9
Lame d'eau <i>LP</i> (mm/an)	1.2	11.6	13.7	46.9
Nombre de jours <i>NP</i> (jour)	27	72	71	99

Seuil : ∞	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum
Volume <i>VP</i> (10^6 m ³)	0.1	3.1	13.5	935.9
Volume <i>PPA</i> (%)	1.3	3.0	3	4.2

Volume PPE (%)	5.1	29.3	30.6	67.9
Lame d'eau LP (mm/an)	1.2	11.7	13.8	47.3
Nombre de jours NP (jour)	27	73	72	101

Tableau 6: Influence de la valeur seuil sur les statistiques des volumes potentiellement prélevés et du nombre de jours potentiels de prélèvement sur les 531 stations

Sur l'ensemble du jeu de stations, les valeurs de $QJXA2$ sont évidemment supérieures à celles de $Q01$ ($QJXA2$ de l'ordre de 1.2 $Q01$ à 1.8 $Q01$), qui sont elles-mêmes supérieures à $Q05$ ($QJXA2$ de l'ordre de 2.2 $Q05$ à 3.2 $Q05$). Pour des valeurs seuils plus élevées (soit le débit classé $Q01$, soit la valeur de la crue biennale $QJXA2$) ou sans valeur de seuil, l'influence du choix du seuil est minime, même si, en toute logique, les capacités de prélèvement augmentent avec la valeur du seuil. Les statistiques avec les différents seuils $Q01$, $QJXA2$ et ∞ sont sensiblement équivalentes. L'influence du choix du seuil se ressent lorsque que la valeur du seuil est plus fréquemment atteinte (18 jours en moyenne par an avec $Q05$ contre 4 ou moins pour les autres seuils). Notons que le module est dans la gamme de $Q70$ (pour 50% des 531 stations examinées, la valeur du module est dépassée entre 28 et 33% du temps) ; nous retrouvons des ordres de grandeur attendus : $(30-5) 365.25/100 = 91$ jours potentiels en moyenne de prélèvement avec $Q05$; $(30-1) 365/100 = 106$ jours potentiels en moyenne de prélèvement avec $Q01$ et $30 365/100 = 110$ jours potentiels en l'absence de seuil.

Dans l'ensemble du travail présenté ici, la valeur seuil, sauf indication contraire, correspond à la valeur de la crue biennale $QJXA2$. En terme quantitatif, il sera intéressant de regarder l'effet que la mise en place d'un seuil plus restrictif, et peut être plus réaliste d'un point de vue technique (par exemple le débit classé $Q05$), peut avoir sur la comparaison avec les volumes prélevés recensés par la BNPE ou les volumes des retenues collinaires existantes. *A priori* cela ne change pas les ordres de grandeurs, puisque, entre l'absence de valeur seuil et une valeur seuil correspondant à $Q05$, la différence de volume potentiellement prélevable (VP et LP) est d'environ 20% en moyenne sur les 531 stations. Attention toutefois, cette différence peut être plus importante localement.

2 Calcul du débit critique Q_{crit}

Dans cette annexe, on décrit la façon dont a été calculé le débit critique Q_{crit} , qui correspond au débit de mise en mouvement de particules d'un diamètre D . Dans l'idéal, ce débit critique doit être calculé de façon plus précise et adaptée à chaque rivière, en prenant en compte le type de lit, sa composition (limon, gravier, ...) ce qui permettra d'avoir un calcul de contrainte au fond plus fiable qu'ici. En l'état, ce débit critique est parfois peu réaliste selon les rivières ; il a l'avantage d'être simple à calculer pour l'ensemble des cours d'eau, avec peu de paramètres (pente S , module m , diamètre des particules D).

La valeur de D est ici fixée arbitrairement à 2 cm ; elle correspond à une valeur typique de graviers dans les cours d'eau à graviers-galets permettant le décolmatage. Les paramètres S et m sont issus du RHT (Pella et al., 2012), qui est une reconstruction du réseau hydrographique sur l'ensemble du territoire français à partir de la BD Alti de l'IGN, qui intègre un ensemble d'attributs topographiques, hydrologiques et climatiques qui sont spatialisés le long du réseau. Pour chaque station du jeu considéré ici, le tronçon de cours d'eau correspondant dans le RHT a été identifié, de manière à récupérer ses attributs de pente et de module.

Le calcul de la hauteur d'eau critique de mise en mouvement H_{crit} fait appel à la formule de Shields, en utilisant un critère adimensionnel de 0.06 (Recking, 2019) :

$$H_{crit} = 1.65 \times 0.06 \times \frac{D}{S}$$

Dans notre exemple illustratif, la hauteur d'eau critique est reliée au débit critique par une équation de géométrie hydraulique « stationnelle » (Damiani et al., 2021, qui est un modèle moyen issu des données de Morel, 2020). Cette relation indique comment la hauteur varie dans le temps, avec le débit, dans un tronçon de cours d'eau. Elle peut s'écrire :

$$\frac{H_{crit}}{H_m} = \left(\frac{Q_{crit}}{m} \right)^{0.292}, \text{ soit } Q_{crit} = m \times \left(\frac{H_{crit}}{H_m} \right)^{1/0.292}$$

où H_m est la hauteur au module m .

H_{mod} est donné par une équation de géométrie hydraulique longitudinale (Damiani et al., 2021 ; Morel, 2020). Cette relation décrit comment la hauteur au module varie, dans l'espace, en fonction du module du cours d'eau.

$$H_{mod} = 0.340 \times m^{0.259}$$

Le calcul du rapport Q_{crit}/m permet d'estimer dans quelle gamme se situe le débit critique ainsi calculé. La Figure 11, qui présente ce rapport Q_{crit}/m en fonction de la pente du tronçon montre que seuls une minorité de cours d'eau a un débit critique entre 1 et 10 fois le module. Ce sont des cours d'eau de pente entre 1 et 5 pour mille environ. Les cours d'eau plus pentus mettent toujours les particules de 2 cm en suspension, les moins pentus quasiment jamais. Cela montre que cette première approche du calcul du débit critique est intéressante, mais mériterait, dans un exercice ultérieur, d'être raffinée (notamment adaptation du diamètre des particules à considérer en fonction de la pente du tronçon).

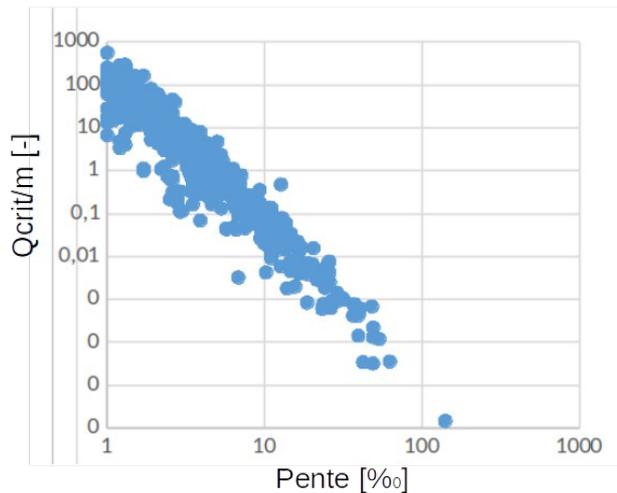


Figure 11 : Rapport entre le débit critique de mise en mouvement calculé et le module interannuel pour chaque station de l'échantillon, en fonction de la pente du tronçon.

Recking A. (2019). BedloadWeb. Manuel utilisateur. <https://www.bedloadweb.com/>

Morel M., Booker D.J., Gob F., Lamouroux N. (2020). Intercontinental predictions of river hydraulic geometry from catchment physical characteristics. *Journal of Hydrology*, 582, 124292. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124292>

Damiani M., Roux P., Loiseau E., Lamouroux N., Pella H., Morel M., Rosenbaum R.K. (2021). A high-resolution life cycle impact assessment model for continental freshwater habitat change due to water consumption. *Science of The Total Environment*, 782, 146664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146664>

Pella H., Lejot J., Lamouroux N. Snelder T. (2012). Le réseau hydrographique théorique (RHT) français et ses attributs environnementaux, *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, vol. 18 - n° 3. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.9933>

3 Exemples de résultats pour différents régimes hydrologiques

Pour chaque station, on peut obtenir une synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Sont présentées ici ces synthèses pour 3 stations réparties sur l'ensemble du territoire et de régimes hydrologiques contrastés. Il n'y a pas de station émergeant aux régimes 1, 2 et 4 dans notre échantillon.

Sur chaque Figure, en haut, l'hydrogramme reliant les 365 médianes de débits journaliers, avec en dégradé les enveloppes (intégrant pour chaque jour de l'année, 50% des valeurs en bleu foncé, et 90% en bleu plus clair autour de la médiane). Les lignes en pointillé verticales noires indiquent la fin et le début des périodes d'autorisation de prélèvement potentiel dans l'année civile (selon le SDAGE Loire-Bretagne). Les lignes de couleur horizontales font référence aux différents seuils considérés dans l'étude. En bas, on a représenté le nombre de jours de dépassement de valeurs de débits lues sur l'axe des ordonnées, pour la période de novembre à mars avec la même interprétation pour les couleurs. En noir est tracée l'année la plus sèche en termes de débit moyen sur la période novembre - mars (taux de lacunes autorisé de 10%). C'est un équivalent de courbe des débits classés mais sur la période de hautes eaux de 152 jours et exprimé en jours de dépassement pour faciliter l'interprétation.

Régime pluvial modérément contrasté : le Madon à Mirecourt (E6456510, régime 3)

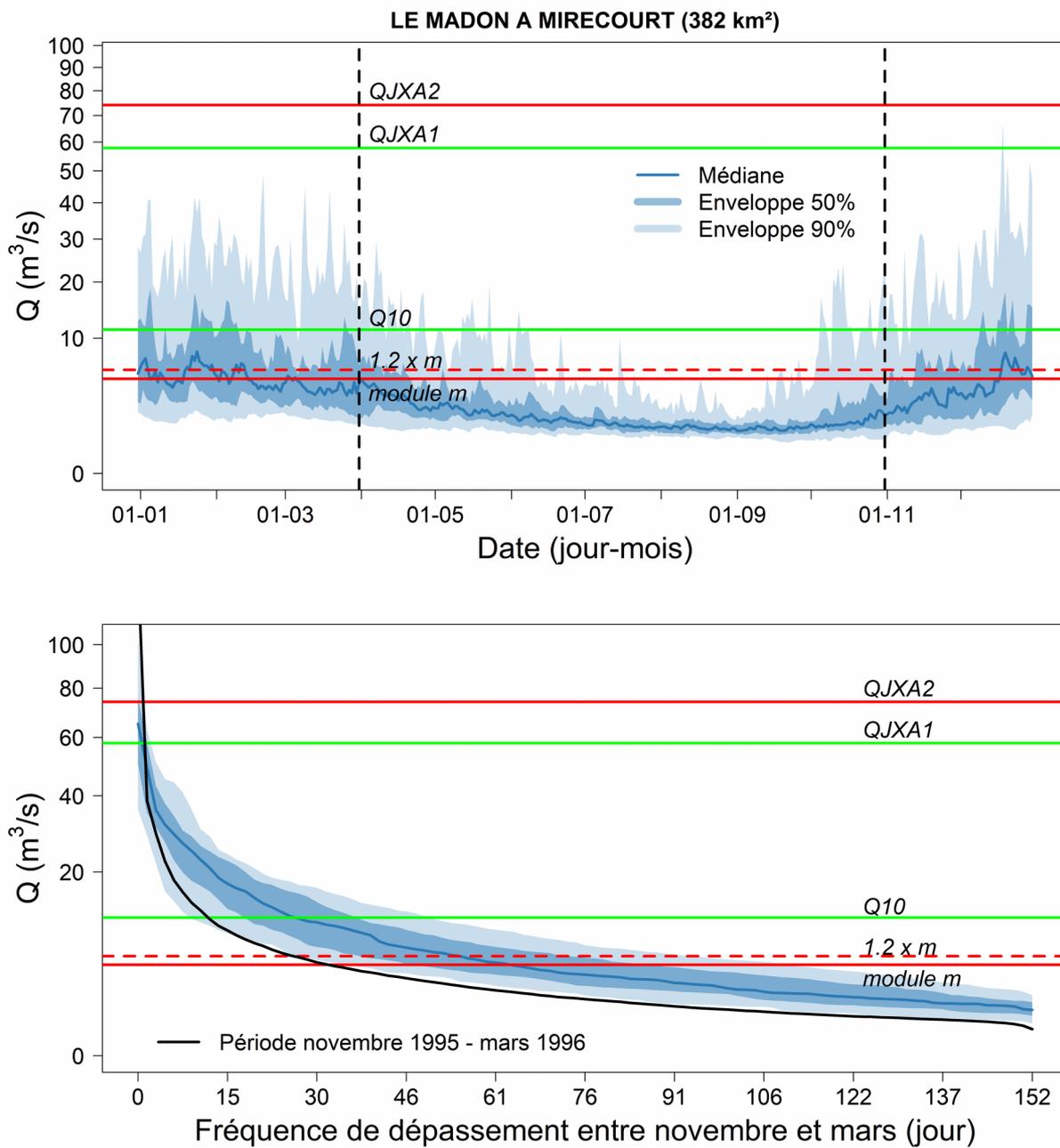


Figure 12 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station E6456510 (Madon à Mirecourt).

Régime pluvial contrasté : l'Yzeron à Francheville [Taffignon] (V3015020, régime 5)

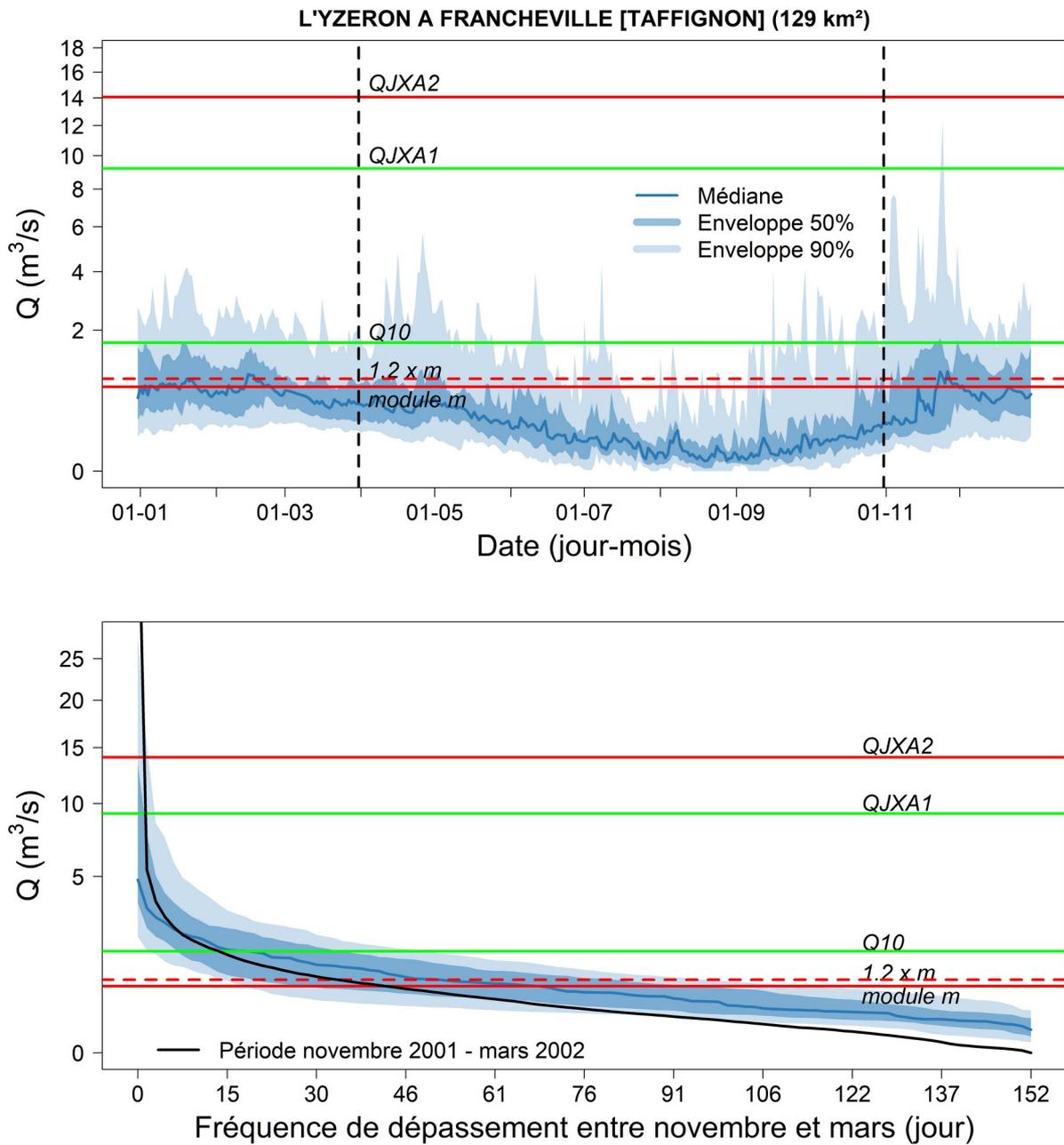


Figure 13 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station V3015020 (Yzeron à Francheville).

Régime pluvial contrasté : le Jauron à Beauregard-L'évêque [Saint Aventin] (K2714010, régime 6)

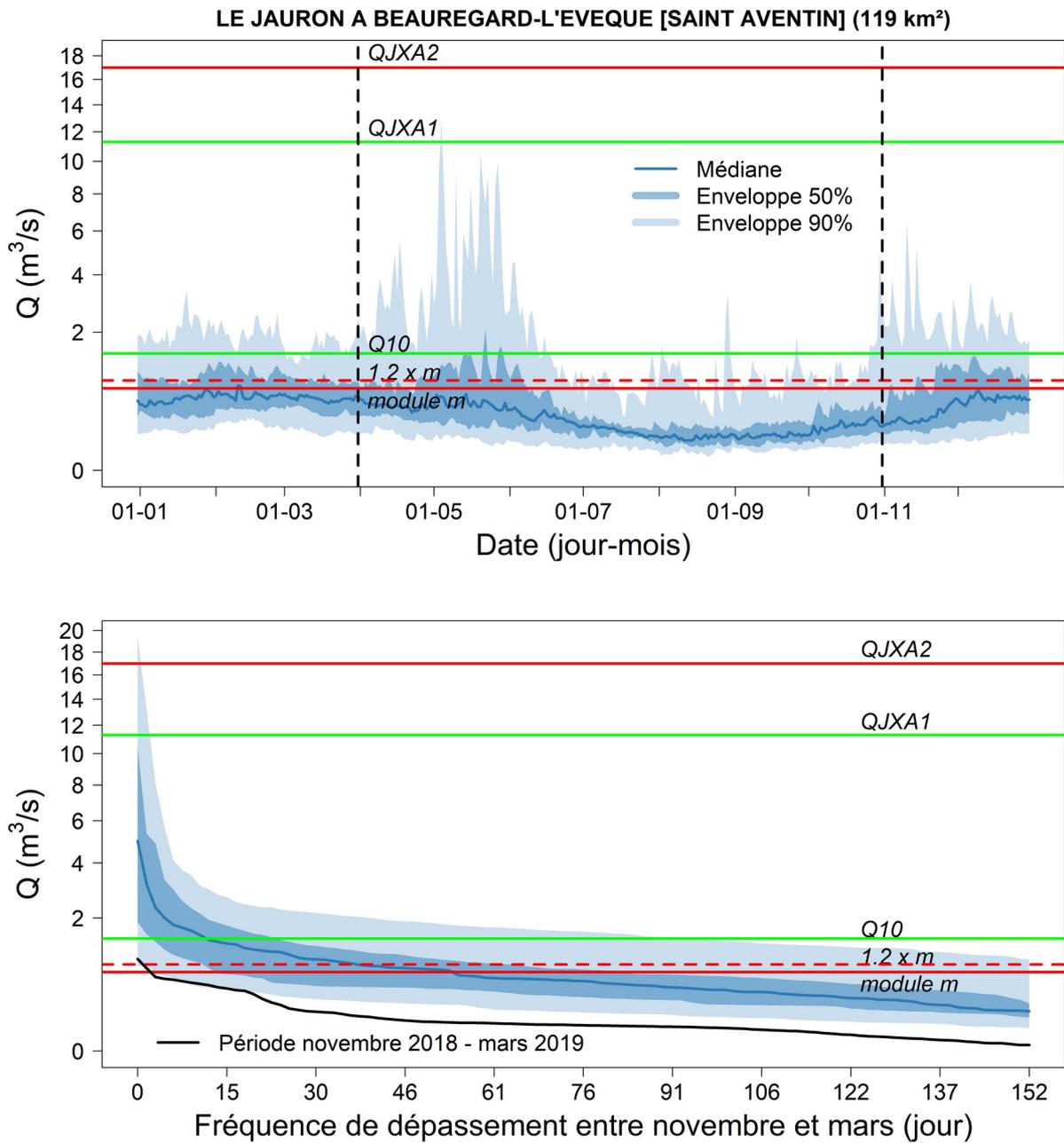


Figure 14 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station K2714010 (Jauron à Beauregard-L'évêque).

Régime pluvio-nival : le Vecchio à Venaco [Pont de Noceta] (Y9025010, régime 7)

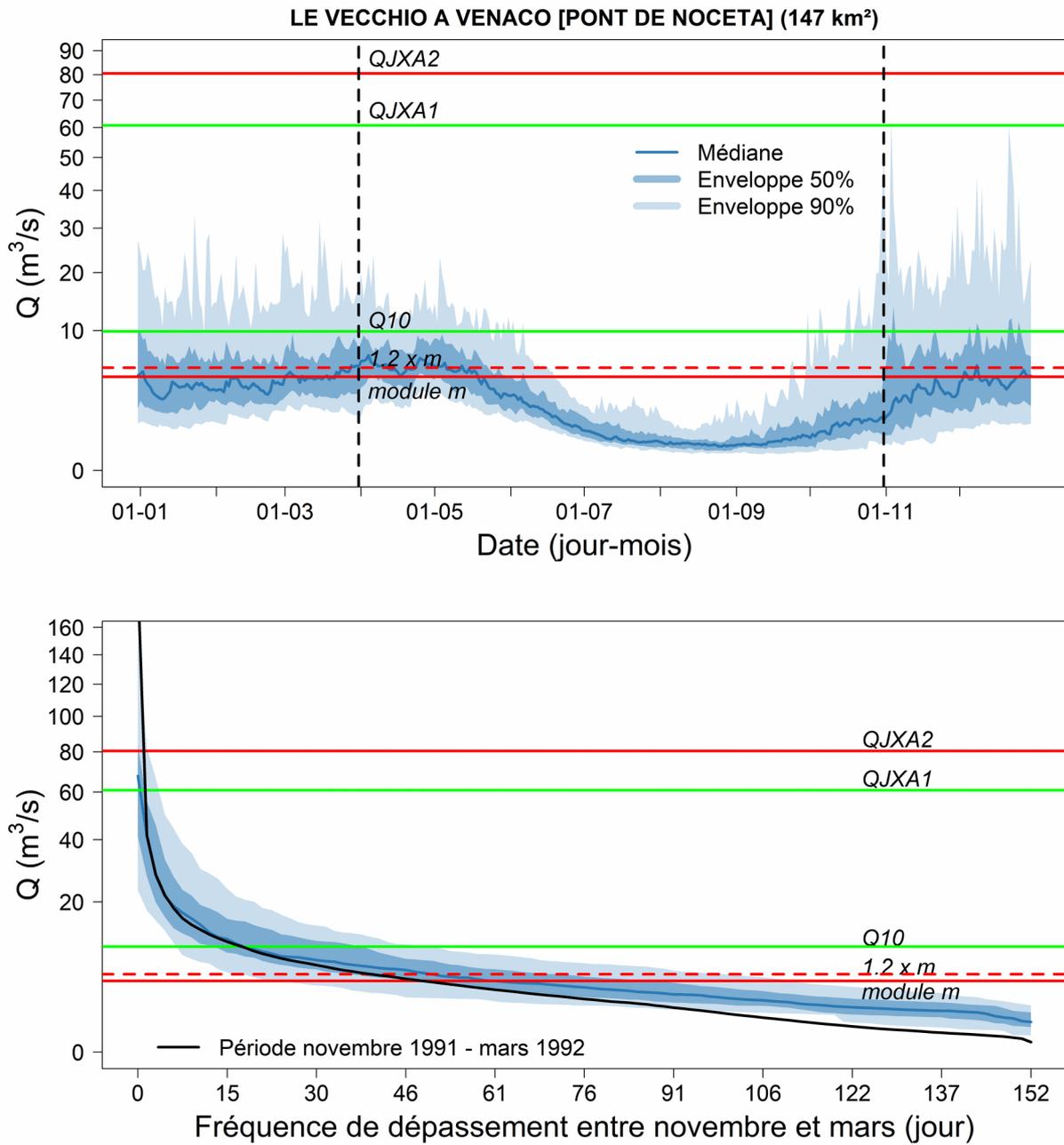


Figure 15 : Synthèse graphique des prélèvements potentiels selon le scénario du SDAGE Loire Bretagne par rapport à la variabilité de l'hydrologie du cours d'eau. Cas de la station Y9025010 (Vecchio à Venaco).

IV. Conclusion générale

Cette étude a permis de mettre en avant certains indicateurs hydrologiques à considérer dans le cadre d'une estimation des impacts écologiques de prélèvements d'eau en périodes de moyennes et hautes eaux. La réponse de ces indicateurs à un scénario de prélèvement a également été étudiée, en mettant en application les règles de prélèvement fixées par le SDAGE Loire-Bretagne (avec une hypothèse supplémentaire de non prélèvement lorsque le débit est supérieur à la crue de période de retour 2 ans, pour des raisons de difficulté opérationnelle à prélever les très hauts débits).

La variabilité naturelle saisonnière des débits constitue à la fois un moteur évolutif, un support de biodiversité et un facteur important de résilience des hydrosystèmes. Les hautes et moyennes eaux ne sont pas des eaux "excédentaires" que l'on pourrait détourner du milieu sans précautions. L'étude de la bibliographie montre cependant la difficulté de définir des indicateurs hydroécologiques généralisables. Les liens entre les caractéristiques hydrologiques des périodes de débits moyens à forts et les processus écologiques sont en effet dépendants du contexte général (type de cours d'eau, éléments structurants antérieurs et actuels, ...), des espèces ou groupes biologiques considérés et des échelles spatiales et temporelles d'étude.

Il a toutefois été possible de distinguer certains indicateurs (de « moyennes » eaux pour le débit dépassé 10% du temps, ou de hautes eaux pour la crue de récurrence 1 ou 1.5 an). Ces indicateurs ne sont cependant pas binaires ; ils ne présentent pas de valeurs "seuils" a priori, au-delà desquelles il n'y aurait aucun impact écologique et en-deçà desquelles les impacts seraient irrémédiables. L'utilisation de ces indicateurs doit donc se faire selon une approche comparative : leur degré d'altération relatif par rapport à une situation naturelle ou naturalisée apporte des éléments utiles pour estimer les impacts potentiels de scénarios de prélèvement (à noter que cette approche comparative de scénarios alternatifs est également celle adoptée dans la définition des débits minimums). Cette approche diagnostique doit être nourrie d'une expertise locale, permettant de préciser le contexte et le fonctionnement écologique des cours d'eau considérés afin de bien appréhender les impacts potentiels des prélèvements. Cette expertise devra également considérer les aspects de qualité physico-chimique de l'eau, de température, de flux sédimentaires, de fragmentation des habitats, ... que la présente étude n'aborde pas.

Dans le même ordre d'idées, l'impact des prélèvements sur les bilans hydrologiques à l'échelle des bassins versants, sur l'évapotranspiration, sur le niveau des nappes, ou les effets de prélèvements en nappe sur les débits de surface n'ont pas été abordés ici. Ces aspects nécessitent cependant d'être considérés lors des expertises, par exemple via des modélisations hydrologiques et/ou hydrogéologiques précises. Il convient notamment de bien estimer la cinétique spatiale et temporelle des prélèvements (quel impact sur le débit, à quel endroit du bassin et dans quelle temporalité) afin d'évaluer au mieux les impacts écologiques locaux.

En appliquant les règles de prélèvement fixées par le SDAGE Loire-Bretagne sur plus de 500 stations hydrométriques, il apparaît que, sur une année « moyenne » d'un point de vue hydrologique, le volume potentiellement prélevable est assez faible au regard des écoulements annuels. Toutefois, ce prélèvement théorique (sous réserve qu'il soit nécessaire) ne pourra être mis en œuvre à n'importe quel moment. En effet, le degré d'altération des indicateurs hydrologiques définis varie en fonction des années. Cette étude montre notamment que le nombre de jours potentiels de prélèvements peut être réduit lors des années « sèches », et donc conduire à des volumes potentiellement prélevables beaucoup plus faibles. Les effets attendus du changement climatique sur les débits des cours d'eau concernés devront donc également être considérés, afin que les règles mises en place soient durables. Une bonne temporalité des prélèvements doit permettre de limiter les impacts sur les milieux, mais ne doit pas créer de dépendance supplémentaire à la ressource en eau. La durabilité du partage de cette ressource entre les usages et les milieux naturels repose en grande partie sur une bonne connaissance des prélèvements à l'échelle saisonnière, ce qui n'est pas le cas aujourd'hui au niveau national.